

**La foca monje (*Monachus monachus*
Hermann 1779) en el Mediterráneo
oriental (Grecia y Croacia)**



BIBLIOTECA

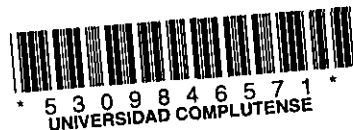
UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLOGICAS

Departamento de Biología Animal I

**LA FOCA MONJE (*Monachus monachus* Hermann
1779) EN EL MEDITERRÁNEO ORIENTAL (GRECIA
Y CROACIA)**

TESIS DOCTORAL



DANIEL CEBRIÁN MENCHERO

MADRID, 1998

AÑO DE LOS OCEANOS

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
Departamento de Biología Animal I

**LA FOCA MONJE (*Monachus monachus* Hermann 1779) EN EL
MEDITERRÁNEO ORIENTAL (GRECIA Y CROACIA)**

Memoria presentada por el Licenciado D. DANIEL CEBRIAN MENCHERO para optar al
grado de DOCTOR EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

VºBº, El Director



Dr. Francisco Braza Lloret
Colaborador Científico del CSIC
Estación Biológica de Doñana
Sevilla

VºBº, El Tutor



Dr. Tomás Santos Martínez
Prof. Titular
Depart. Biología Animal I
Madrid

el doctorando



Fdo Daniel Cebrián Menchero

Madrid, 15 de Junio de 1998

INDICE

A INTRODUCCIÓN	2
1 ENCUADRE SISTEMÁTICO	2
2 ORIGEN Y EXPANSIÓN DE LAS FOCAS MONJE	8
3 ESTATUS HISTÓRICO Y RECIENTE DE LAS FOCAS MONJE	10
3 1 Foca monje del Caribe <i>Monachus tropicalis</i>	10
3 2 Foca monje de Hawaii <i>Monachus schauinslandi</i>	13
3 3 Foca monje mediterránea <i>Monachus monachus</i>	15
4 OBJETIVOS DEL ESTUDIO	24
B AREA DE ESTUDIO	27
1 LOCALIZACIÓN	29
2 GEOMORFOLOGÍA	33
3. METEOROLOGÍA	34
4 CUBIERTA VEGETAL	35
5 DEMOGRAFÍA	37
C MATERIAL Y MÉTODOS	39
1 CARACTERIZACION DE LAS POBLACIONES	39
2 DISTRIBUCIÓN Y ESTIMACIÓN DE POBLACIONES	39
3 CICLOS BIOLÓGICOS	52
4. RECURSOS TROFICOS	52
5. RELACIONES INTERESPECIFICAS	57
6 SELECCION Y USO DEL HABITAT	59
7 DINAMICA POBLACIONAL	62
8 COMPORTAMIENTO	62
D RESULTADOS	64
1 CARACTERIZACION DE LA FOCA MONJE MEDITERRANEA	64
1 1 Librea Resultados y Discusión	64
1 2 Morfometría Resultados y Discusión	79
2 LAS POBLACIONES DE FOCA MONJE EN EL MEDITERRANEO ORIENTAL	81
2 1 Distribución y Status	81
2 1 1 <u>Egeo Norte</u>	82
2 1 2 <u>Egeo Sur</u>	88
2 1 3 <u>Jónico</u>	107
2 1 4 <u>Adriático Norte y Central</u>	118
2 1 5 <u>Adriático Sur (Albania)</u>	121
2 2 Estructura de las poblaciones de la foca monje	122
2 3 Discusión	123
2 3 1 <u>Grecia</u>	123
2 3 2 <u>Croacia</u>	127

3 CICLO FENOLOGICO-----	130
3 1 Muda -----	130
3 1 1 <u>Resultados</u> -----	131
3 1 2 <u>Discusión</u> -----	136
3 2 Reproducción -----	137
3 2 1 <u>Apareamiento</u> -----	137
3 2 2 <u>Fenología de partos</u> -----	143
3 2 3 <u>Factores condicionantes de la fenología de cría</u> -----	147
3 2 4 <u>Cuidado maternal</u> -----	162
3 3 Discusión-----	167
3 3 1 <u>Ciclo biológico de la foca monje</u> -----	167
3 3 2 <u>Estrategia reproductiva de la foca monje</u> -----	170
4 RECURSOS TROFICOS -----	178
4 1 Explotación de recursos pesqueros en Grecia -----	178
4 2 La pesca en el Parque Marítimo de Esporadas del Norte -----	183
4 2 1 <u>Captura de la flota de bajura de Alonisos</u> -----	186
4 2 2 <u>Importancia económica de las capturas</u> -----	204
4 3 Consideraciones sobre la alimentación de la foca monje -----	205
4 4 Discusión-----	210
5. RELACIONES INTERESPECIFICAS-----	214
5 1 Solapamiento espacial con otros mamíferos marinos -----	214
5 1 1 <u>Distribución espacial de los cetáceos</u> -----	215
5 1 2 <u>Distribución espacial de la foca monje</u> -----	220
5 1 3 <u>Discusión</u> -----	230
5 2 Interacciones de la foca monje con el hombre-----	235
5 2 1 <u>Impacto de la foca monje en las artes de pesca</u> -----	235
5 2 2 <u>Discusión</u> -----	246
5 2 3 <u>Impacto humano sobre la foca monje</u> -----	248
5 2 3 1 <u>Tráfico de embarcaciones en el hábitat de la especie</u> -----	248
5 2 3 2 <u>Discusión</u> -----	252
5 2 3 3 <u>Matanzas de foca producidas por el hombre</u> -----	253
5 2 3 4 <u>Discusión</u> -----	253
5 2 3 5 <u>Polución</u> -----	257
5 2 3 6 <u>Discusión</u> -----	264
6 PREFERENCIA DE HABITAT Y USO DEL ESPACIO-----	271
6 1 Hábitat terrestre áreas de reproducción y cuevas de cría -----	271
6 1 1 <u>Resultados</u> -----	273
6 1 2 <u>Selección de hábitat, Zakintos</u> -----	285
6 2 Selección de hábitat-----	300
6 2 1 <u>Uso espacio-temporal del interior de las cuevas</u> -----	304
7 DINAMICA POBLACIONAL -----	303
7 1 Análisis de la viabilidad poblacional de la foca mediterránea -----	335
7 2 Viabilidad de la población en ausencia de matanzas por el hombre -----	341
7 3 Viabilidad de la población considerando las matanzas por el hombre-----	345
7 4 Posibilidades de manejo-----	346
E DISCUSION FINAL Y CONCLUSIONES -----	352
F BIBLIOGRAFIA -----	358
APENDICE P-----	368

INDICE DE TABLAS

INTRODUCCION

Tabla 1. Sistemática del orden Pinnipedia

Tabla 2. Especies de la familia Focidae y su localización

Tabla 3. Poblaciones de foca monje mediterránea en su área de distribución

AREA DE ESTUDIO

Tabla 4. Situación demográfica de las Islas Cícladas

Tabla 5. Población presente y máximohistórico de las islas exploradas en Croacia.

RESULTADOS

Tabla 6. Longitud del pelo de una foca monje mediterránea

Tabla 7. Medidas de vibrisas en dos individuos de foca monje

Tabla 8. Medidas de cinco cráneos de *Monachus monachus*

Tabla 9. Población de foca monje identificada en las islas Cícladas entre 1992 y 1994

Tabla 10. Población de foca monje identificada en Zákintos entre noviembre de 1990 y enero de 1992.

Tabla 11. Población de foca monje identificada en Zákintos entre julio de 1992 y septiembre de 1993

Tabla 12. Observaciones de foca monje en Croacia desde 1980

Tabla 13. Datos de muertes de foca monje obtenidos entre 1993 y 1994 en las islas Cícladas

Tabla 14. Modelos teóricos de sistemas de cría en Pinnípedos

Tabla 15. Flota pesquera griega en el Mediterráneo

Tabla 16. Desembarco total de pesqueros griegos en el Mediterráneo

Tabla 17. CPUE de barcos pesqueros griegos (Tn/barco)

Tabla 18. Captura total por barco en el Parque Marítimo de Esporadas

Tabla 19. Captura de especies por barco en el Parque Marítimo de Esporadas

Tabla 20. Contribución a los ingresos de los pescadores de las especies pescadas por cada Tn de capturas

Tabla 21. Presas halladas en el estómago de una foca monje ahogada en trasmallo en Santorini

Tabla 22. Balance de caladas de trasmallos y daños a redes en Zákintos entre invierno de 1990 y verano de 1993

Tabla 23. Tabla de contingencia de daños a redes en una costa habitada por focas en Zákintos en función de la distancia

Tabla 24. Mínimo de muertes de focas acaecidas en Grecia entre 1987 y 1994

Tabla 25. Proporción de lípidos y humedad, así como concentración de los metabolitos BHCs, PCBs, DDD y DDTs en distintos tejidos de la foca monje mediterráneo

Tabla 26. Concentración de los metabolitos BHCs, PCBs, DDD y DDTs en distintos tejidos de la foca monje mediterránea

Tabla 27. Proporción de metabolitos BHCs, PCBs, DDDs y DDTs en distintos tejidos de la foca monje mediterránea

Tabla 28. Peso de los órganos analizados y cantidad total de residuo para los BHCs, PCBs, DDDs y DDTs en distintos tejidos de la foca monje mediterránea

Tabla 29. Clases de lípidos en cuatro tejidos de la foca monje mediterránea

Tabla 30. Concentración de BHCs, PCBs y DDTs total en base a lípidos polares de la foca monje mediterránea

Tabla 31. Crías jóvenes del año de focas monje registradas durante 1993-1994 en las islas Cícladas

Tabla 32. Variables que muestran diferencias significativas entre cuevas usadas y no usadas

Tabla 33. Resultados de la regresión múltiple que selecciona variables significativas de las cuevas con su frecuencia de uso

Tabla 34. Distribución de rastros de *Monachus monachus* en cuevas en función de la iluminación y la profundidad

Tabla 35 Resultados del análisis de la varianza para los factores Estación, Iluminación y Profundidad actuando sobre la densidad de huellas

INDICE DE FIGURAS

INTRODUCCION

Figura 1. Mapa mundial que muestra la expansión de fócidos monachidos desde su zona de origen.

Figura 2. Distribución histórica de la foca monje del Caribe *Monachus tropicalis*.

Figura 3 Distribución histórica de la foca monje hawaiana *Monachus schauinslandi*

Figura 4. Distribución histórica de la foca mediterránea *Monachus monachus* en el mar Mediterráneo

AREA DE ESTUDIO

Figura 5. Area de estudio El mar Mediterráneo oriental

METODOS

Figura 6 Hoja de entrevistas utilizada para obtener datos sobre avistamientos de focas

Figura 7. Dibujo utilizado para registrar marcas individuales de distintas focas

Figura 8. Métodos de prospección y áreas exploradas en la Calcídica.

Figura 9. Areas de la costa exploradas en el archipiélago de Cicladas entre 1992 y 1994.

Figura 10. Areas de la costa exploradas en el archipiélago de Dalmacia en 1995

RESULTADOS

Figura 11. Pelaje de foca monje con areas húmeda (oscura) y seca (clara)

Figura 12. Cachorro hembra de foca monje

Figura 13 Cachorro macho de foca monje

Figura 14. Vista dorsal de una cría hembra (Museo de Ciencias de Tirana)

Figura 15 Vista ventral de una cría hembra (Museo de Ciencias de Tirana)

Figura 16. Cachorro con el pelaje en muda.

Figura 17. Adulto en muda dormido visto desde su parte trasera

Figura 18. Macho joven con un resto de la mancha ventral aún visible en el costado

Figura 19 Vista ventral de un macho subadulto.

Figura 20 Representación gráfica de las medidas tomadas sobre cráneos de foca monje

Figura 21 Distribución de la foca mediterránea en los mares Jónico y Egeo en los años 70

Figura 22. Distribución de la foca mediterránea en los mares Jónico y Egeo griego en los años 90

Figura 23 Avistamientos de la foca mediterránea en la Calcídica

Figura 24 Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (.) de foca mediterránea en Andros, según datos tomados a los pescadores

Figura 25 Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (.) de foca mediterránea en Tinos, Mikonos y Syros, según datos tomados a los pescadores.

Figura 26 Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (.) de foca mediterránea en Naxos y pequeñas Cicladas, según datos tomados a los pescadores

Figura 27 Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (.) de foca mediterránea en Donusa y Amorgós, según datos tomados a los pescadores.

Figura 28 Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (.) de foca mediterránea en Paros, Antíparos, Despotikó y Estronguiló, según datos tomados a los pescadores

Figura 29. Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (.) de foca mediterránea en Milos, Kímolos y Polígeos según datos tomados a los pescadores

Figura 30 Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (.) de foca mediterránea en Folegandros y Sifinos, según datos tomados a los pescadores

Figura 31 Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (.) de foca mediterránea en Santorini, según datos tomados a los pescadores

Figura 32 Areas frecuentadas (▲) por la foca mediterránea en Anafi, según datos tomados a los pescadores

Figura 33. Areas frecuentadas (▲) por la foca mediterránea en Sifnos, Sérifos y Kíznos según datos tomados a los pescadores

Figura 34- Avistamientos de focas por la población local en Zakintos.

Figura 35 Avistamientos de focas por la población local en Zakintos

Figura 36 Avistamientos de focas por la población local en Zakintos.

Figura 37. Avistamientos de focas por la población local en Zakintos

Figura 38 Presencia histórica de la foca monje en Croacia, principalmente tras los años 60

Figura 39. Estima de la población de foca mediterránea en Grecia, dividida en doce subsectores.

Figura 40 Cachorro en cautividad mudando

Figura 41 Fenología de la muda en la foca mediterránea

Figura 42 Nacimientos confirmados de la foca monje en Grecia entre 1989 y 1997

Figura 43 Nacimientos de foca monje en Grecia entre 1989 y 1997

Figura 44 Registros históricos de nacimientos de foca monje hasta 1997.

Figura 45 Perfiles de vientos en el Egeo y el Sahara Occidental.

Figura 46 Nacimientos de focas en el Egeo entre 1989 y 1997 y temperatura del mar Egeo

Figura 47 Nacimientos históricos de foca mediterránea y temperatura del mar en el Sahara occidental.

Figura 48 Capturas pesqueras por la flota de Alónisos (mar Egeo)

Figura 49 Perfiles de capturas litorales en Alónisos y de nacimientos históricos de focas.

Figura 50 Perfiles de capturas litorales en Lanzarote y Fuerteventura y de nacimientos históricos de focas

Figura 51 Posibles parámetros condicionantes de los partos en foca monje en relación con éstos (Egeo)

Figura 52 Posibles parámetros condicionantes de los partos en foca monje en relación con éstos (Atlántico)

Figura 53 Ciclo biológico de la foca monje mediterránea

Figura 54. Diversidad de capturas pesqueras en el Parque Marino de Esporadas.

Figura 55 Diversidad de especies menores en el Parque Marino de Esporadas.

Figura 56. Actividad de pesqueros artesanales en el Parque Marino de Esporadas (antes de la captura record)

Figura 57 Actividad de pesqueros artesanales en el Parque Marino de Esporadas (después de la captura record).

Figura 58 Captura total por pesquero.

Figura 59. Captura total por pesquero sin incluir atunes.

Figura 60 Capturas de atunes por la flota de Esporadas

Figura 61 Capturas de bogas por la flota de Esporadas.

Figura 62 Capturas de langostas por la flota de Esporadas

Figura 63 Capturas de obliadas por la flota de Esporadas

Figura 64 Capturas de peces de la clase A por la flota de Esporadas.

Figura 65 Capturas de caramel por la flota de Esporadas.

Figura 66. Capturas de merluza por la flota de Esporadas.

Figura 67 Capturas de caballas y jureles por la flota de Esporadas

Figura 68 Capturas de chopas por la flota de Esporadas

Figura 69 Capturas de cabrachos por la flota de Esporadas

Figura 70 Capturas de peces sapo por la flota de Esporadas

Figura 71 Capturas de peces de la clase C por la flota de Esporadas.

Figura 72 Capturas de pulpos por la flota de Esporadas.

Figura 73 Capturas de sepias por la flota de Esporadas.

Figura 74 Tendencia de las capturas costeras de la flota de Esporadas

Figura 75 Tendencia de las capturas costeras de la flota de Esporadas (excluyendo bogas)

Figura 76 Localización de los bancos demersales y pelágicos de la flota de Esporadas.

Figura 77 Registro del delfín listado en Grecia.

Figura 78. Registros posibles de delfín listado en Grecia

Figura 79 Reparto de las citas de delfín listado en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo

Figura 80 Reparto posible de las citas de delfín listado en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo.

Figura 81 Registros del delfín común en Grecia

Figura 82 Reparto de las citas del delfín común en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo

Figura 83. Registros del delfín mular en Grecia.

Figura 84 Reparto de las citas del delfín mular en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo.

Figura 85 Registros del calderón gris en Grecia

Figura 86 Reparto de las citas del calderón gris en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo

Figura 87 Registros de la orca bastarda o el calderón común en Grecia.

Figura 88 Reparto de las citas de la orca bastarda o el calderón común en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo

Figura 89. Registros del cachalote en Grecia

Figura 90 Reparto de las citas de cachalote en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo

Figura 91 Registros de cachalote y curva de nivel de los 1000 metros de profundidad

Figura 92 Registro del rorcual común

Figura 93 Reparto de las citas de la foca monje en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo

Figura 94 Comparación entre el nicho espacial de los odontocetos griegos

Figura 95. Comparación entre el nicho espacial de los mamíferos marinos griegos existentes en la plataforma continental

Figura 96 Número de caladas de trasmallos (○), caladas con daños de focas (▲) y de delfín (■) en Zákintos.

Figura 97 Número de caladas de trasmallos (○), caladas con daños de focas (▲) y de delfín (■) en Zákintos

Figura 98. Número de caladas de trasmallos (○), caladas con daños de focas (▲) y de delfín (■) en Zákintos

Figura 99. Porcentaje de daños a trasmallos en cada estación, por parte de focas y delfines

Figura 100 Barcos registrados por hora durante el seguimiento de cuevas en la costa oeste de Zákintos.

Figura 101 Tipos de barcos registrados por hora durante el seguimiento de cuevas en la costa oeste de Zákintos

Figura 102 Actividades desarrolladas por los barcos observados en la costa oeste de Zákintos

Figura 103 Causas de mortalidad de foca mediterránea en Grecia

Figura 104 Localización de cuevas de cría en la Calcídica (■) y citas de crías (▲) según informantes locales hasta final de 1990

Figura 105 Localización de cuevas de cría en Cicladas y registros de cachorros hasta final de 1997.

Figura 106. Localización de cuevas de cría en Zákintos (■) y registros de cachorros (▲) hasta final de 1997.

Figura 107. Uso de cuevas en Zákintos entre octubre de 1990 y enero de 1992

Figura 108 Uso de cuevas en Zákintos entre octubre de 1992 y septiembre de 1993

Figura 109 Visitas mensuales a cuevas y hallazgos de rastros en Zákintos entre octubre de 1990 y enero de 1992

Figura 110. Visitas mensuales a cuevas y hallazgos de rastros en Zákintos entre julio de 1992 y septiembre de 1993

Figura 111 Visitas mensuales a cuevas y hallazgos de rastros en Zákintos entre julio de 1992 y septiembre de 1993

Figura 112 Tipos de rastros en cuevas de Zákintos entre octubre de 1990 y enero de 1992

Figura 113 Tipos de rastros en cuevas de Zákintos entre octubre de 1990 y enero de 1992.

Figura 114 Tipos de rastros en cuevas de Zákintos entre julio de 1992 y septiembre de 1993

Figura 115 Tipos de rastros en cuevas de Zákintos entre julio de 1992 y septiembre de 1993

Figura 116 Tipos de rastros en cuevas de Zákintos entre julio de 1992 y septiembre de 1993

Figura 117 Frecuencia relativa de uso entre las cuevas utilizadas por focas en Zákintos

Figura 118 Valores de los factores considerados en las características de las cuevas usadas y no usadas en los sectores sur de Zákintos

Figura 119 Valores de los factores considerados en las características de las cuevas usadas y no usadas en los sectores norte de Zákintos

Figura 120 Tipos de rastros registrados en las cuevas de Zákintos

Figura 121. Localización de rastros en la cueva SW1

Figura 122. Localización de rastros en la cueva SW2

Figura 123. Localización de rastros en la cueva SW3

Figura 124. Localización de rastros en la cueva SW4

Figura 125. Localización de rastros en la cueva SW5

Figura 126. Localización de rastros en la cueva SW6

Figura 127. Localización de rastros en la cueva SE3

Figura 128. Localización de rastros en la cueva SE16

Figura 129. Localización de rastros en la cueva SE17

Figura 130. Localización de rastros en la cueva SE22

Figura 131. Localización de rastros en la cueva NE1

Figura 132. Localización de rastros en la cueva NE2

Figura 133. Localización de rastros en la cueva NE5

Figura 134. Localización de rastros en la cueva NE6 y NE7

Figura 135. Localización de rastros en la cueva NE8

Figura 136. Localización de rastros en la cueva NW1

Figura 137. Localización de rastros en la cueva NW5

Figura 138. Tendencia en la distribución de rastros por estaciones respecto a la iluminación

Figura 139 Tendencia en la distribución de rastros por estaciones respecto a la profundidad

Figura 140. Tendencia en la distribución de rastros por estaciones respecto a la iluminación y la profundidad

Figura 141 Avistamientos mensuales de focas reposando durante el seguimiento de cuevas

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha podido materializarse gracias a la concesión de diversas subvenciones para el desarrollo de actividades encaminadas a investigar y conservar la foca monje en el Mediterráneo oriental. Así, han contribuido diversas instituciones y organizaciones, como la D.G. XI de la Comisión Europea, el Centro de Actividades Regionales para Areas Especialmente Protegidas del P.N.U.M.A., el Ministerio de Medio Ambiente de Grecia, el W.W.F., y el C.S.I.C. en España. Siempre obtuve la mejor colaboración del Centro Nacional Heleno de Investigaciones Marinas, del Departamento de Zoología de la Universidad de Tesalónica, y de la Sociedad Helena para la Protección del Medio Ambiente. Asimismo quiero mencionar aquí el decisivo papel de la Embajada de España en Atenas y de su Agregaduría Consular, que hicieron posible la finalización de este trabajo.

Quiero también agradecer a mi director y a mi tutor, los Doctores Francisco Braza y Tomás Santos su colaboración y ayuda, muy necesaria además cuando se trabaja en un país algo distante.

Son muchas las personas que me han ayudado a la elaboración de este estudio en todas las islas en que he trabajado, y también desde España, de manera que me sería imposible enumerarlas. Vaya desde aquí mi agradecimiento y amistad, así como mi reconocimiento al valor de varias de ellas en situaciones de peligro.

La labor de Alicia Prieto fue de gran ayuda en el mecanografiado y corrección del original.

Mis padres han respetado en todo momento mi decisión de irme a investigar a un país al otro lado del Mediterráneo, sin hacer un sólo comentario de queja. Por ello, y por otras muchas cosas, les estoy muy agradecido y les dedico este trabajo.

A. INTRODUCCIÓN

1. ENCUADRE SISTEMÁTICO

En general la clasificación de los pinnípedos está todavía por aclarar y existe una gran polémica sobre el tema (Tabla 1)

Para Corbet (1978) el problema estriba en que, aunque estos mamíferos forman un grupo claramente definido y estable, su relación con los carnívoros es controvertida. Según él, se consideran un suborden del orden Carnívora, los Pinnipedia, constituyendo los restantes el suborden Fissipedia. Ling (1978) apoya este punto basado en argumentos cariológicos pero, sin embargo, Eisenberg (1981) los trata como un orden del Granorden Ferae separado del orden Carnívora, aunque reconociendo que es un ensamblaje artificial no apoyado por su filogenia. También Nowak (1991) los considera como un orden.

La evidencia morfológica daría un origen bifilético a los pinnípedos: las familias Otariidae y Odobenidae provendrían de ancestros comunes con los osos, mientras que los Phocidae provendrían de una separación temprana en la línea que dio origen a los mustélidos. La gran similitud entre los distintos grupos de pinnípedos sería consecuencia de su adaptación al ambiente marino (Bonner 1989).

Sin embargo, el registro fósil les daría un origen que se encontraría a caballo entre monofilético y bifilético. Los fócidos se originaron hace más de 15 millones de años en el Atlántico Norte, los otáridos en el Pacífico Norte hace 22 millones de años (Ling 1978; Gentry y Kooyman 1986) Dentro de los otáridos, los odobénidos alcanzaron el Atlántico Norte hace 5 millones de años, aunque se separaron de los otáridos en el Pacífico Norte 10 millones de años antes (Ling 1978).

Las evidencias inmunológicas y cromosómicas soportarían un origen monofilético para todos los Pinnipedia. Nuevos estudios osteológicos, tanto fósiles como recientes apoyan esta última teoría (Nowak 1991).

Tabla 1. Sistemática del *orden Pinnipedia

Superfamilia Phocoidea

Familia Phocidae

Subfamilia Monachinae

Tribu Monachini (focas monje)

Tribu Miroungini (elefantes marinos)

Tribu Lobodontini (focas australes)

Subfamilia Phocinae

Tribu Erignathini (focas barbudas)

Tribu Cystophorini (focas de casco)

Tribu Phocini (focas boreales)

Superfamilia Otarioidea

Familia Otariidae

Subfamilia Otariinae (otarios y leones marinos)

Subfamilia Arctocephalinae (osos marinos)

Familia Odobenidae

Subfamilia Odobeninae (morsas)

*Considerado orden por Eisenberg 1981, Riedman 1990, Nowak 1991
Suborden para otros autores (Corbet 1978, Ling 1978; King 1983)

Actualmente existe un consenso al considerar tres familias dentro de los pinnípedos: Phocidae o focas verdaderas; Otariidae, que incluye los otarios, los leones marinos y los osos marinos, y Odobenidae con un solo género y especie, la morsa *Odobenus rosmarus*.

Bonner (1989) resalta el hecho de que las subfamilias, tribus y subgéneros en este grupo animal dependen muchísimo de opiniones personales.

Corbet (1978) incluye 18 especies en la familia Phocidae englobadas en 13 géneros, considerando algunos de estos últimos escasamente justificados, y no distingue designación subfamiliar.

Anteriormente se consideraba la subfamilia Cystophorinae, con dos incisivos en la hemimandíbula superior y uno en la inferior con la existencia de un saco nasal o "trompa" (Troitzky 1953). Pero el grupo se anuló asignándose los elefantes marinos a la subfamilia Monachinae y la foca de casco a la subfamilia Phocinae (Ling 1978). La primera subfamilia tiene dos incisivos en la hemimandíbula superior; y la segunda posee tres en la superior y dos en la inferior.

Bonner (1989) y Nowak (1991) distinguen 10 géneros recientes en estas dos subfamilias: Monachinae, o fócidos del sur, agrupando los géneros *Monachus*, *Lobodon*, *Hydrurga*, *Leptonychotes*, *Ommatophoca*, y *Mirounga*; y Phocinae, las focas del norte, con *Erignathus*, *Cystophora*, *Halichoerus*, y *Phoca*. En total, estos géneros reúnen 19 especies (Tabla 2).

Centrándonos pues más en la subfamilia Monachinae, actualmente se reconocen tres tribus. La tribu Lobodontini, que se caracteriza por poseer sólo un par de mamas y fetos y crías con lanugo no negro. La tribu Mirungini posee también un par de mamas pero las crías mantienen al nacer el lanugo fetal negro. La tribu Monachini posee dos pares de mamas y sus crías tienen también lanugo negro al nacer.

El género *Monachus*, de la tribu Monachini, incluye a las tres especies de foca monje: la foca hawaiana *Monachus schauislandi* (Matschie 1905); la foca del Caribe *Monachus tropicalis* (Gray 1850); y la foca mediterránea *Monachus monachus* (Hermann 1779). Todas ellas tienen una fórmula dental común:

$$[I. 2/2, C. 1/1, PC: 5/5] \times 2 = 32$$

Tabla 2 Especies de la familia Focidae y su localización

Subfamilia Monachinae

Tribu Monachini

Foca monje de Hawaii *Monachus schauinslandi* (islas Leeward)

Foca monje del Caribe *Monachus tropicalis* (mar Caribe)

Foca monje mediterránea *Monachus monachus* (Mediterráneo, Macaronesia, Sahara Occidental)

Tribu Miroungini

Elefante marino del norte *Mirounga angustirostris* (California, Baja California)

Elefante marino del sur *Mirounga leonina* (islas subantárticas)

Tribu Lobodontini

Foca cangrejera *Lobodon carcinophagus* (circumpolar austral)

Foca leopardo *Hydrurga leptonyx* (circumpolar austral, Antártida)

Foca de Ross *Ommatophoca rossi* (circumpolar austral, Mar de Ross)

Foca de Weddell *Leptonychotes weddelli* (circumpolar austral, Antártida)

Subfamilia Phocinae

Tribu Erignathini

Foca barbuda *Erignathus barbatus* (circumpolar boreal)

Tribu Cystophorini

Foca de casco *Cystophora cristata* (Atlántico Norte, de Spitzbergen a Labrador)

Tribu Phocini

Foca gris *Halichoerus grypus* (Europa del norte desde Bretaña, Atlántico canadiense)

Foca pia *Phoca groenlandica* (sector ártico del Atlántico)

Foca de anillo *Phoca fasciata* (Pacífico, de Hokkaido y Aleutianas hacia el norte)

Foca larga *Phoca largha* (Pacífico, desde Kiushu y Aleutianas hacia el norte)

Foca del Caspio *Phoca caspica* (mar Caspio)

Foca del Baikal *Phoca sibirica* (lago Baikal)

Foca ocelada *Phoca hispida hispida* (cuenca ártica)

Phoca hispida ochotensis (norte de Japón)

Phoca hispida botnica (mar Báltico)

Phoca hispida ladogensis (lago Ladoga)

Phoca hispida saimensis (lago Saimaa)

Foca común *Phoca vitulina vitulina* (Atlántico Este)

Phoca vitulina richardsi (Pacífico Este)

Phoca vitulina stejnegeri (islas Kuriles)

Phoca vitulina concolor (Atlántico Oeste)

Phoca vitulina mellonae (lago Seal)

Distribuidas en latitudes templadas, son las especies de focas más antiguas que existen. Poseen el sistema auditivo más primitivo dentro del grupo, y tienen cuatro mamas, en lugar de dos como todas las demás excepto la foca barbuda

Erignathus barbatus que también tiene cuatro mamas (Rice 1964). Se hallan estrechamente relacionadas con los elefantes marinos *Mirounga spp* y muy próximas a las focas del hemisferio sur (King 1956)

La más antigua de estas focas, la de Hawaii (*Monachus schauinslandi*), se diferencia de las demás por no tener el extremo proximal de la tibia soldado con la fibula en edad adulta, y por poseer un foramen en el pubis para el nervio obturador (King 1983)

Aunque las diferencias anatómicas entre *M. schauinslandi* y *M. tropicalis* (foca monje del Caribe) son menores de lo que cabe esperar en dos grupos tan separados geográficamente, Kenyon y Rice (1959) observaron que las características más distintivas entre los cráneos de estas dos especies son la forma del borde anterior de los nasales y el perfil del foramen infraorbital. Consideran débiles otras características diferenciadoras entre estas focas, es decir, el perfil proximal del palatino y el del brazo zigomático del hueso escamoso (King 1956), pues no parecen ser constantes. Los datos de esta última autora están basados en pocos ejemplares: sólo se examinan una foca hawaiana y tres focas tropicales.

King (1956) distingue la foca Mediterránea (*Monachus monachus*) de las otras dos especies (*Monachus schauinslandi*, *Monachus tropicalis*) atendiendo, entre otras características, a la forma del borde anterior de los nasales. Afirma además que el borde proximal del palatino tiene perfil en U en lugar de en V (encontrado en las otras dos especies), y posee una muesca.

Teniendo en cuenta lo limitado de la muestra de diez focas mediterráneas estudiadas por King (1956), el criterio diferenciador que consideramos más sólido entre las tres especies, es decir, menos afectado por el crecimiento esquelético del animal, es la morfología de su dentición. Aquí aparecen diferencias patentes, pues mientras las focas americanas poseen postcaninos con una cúspide central baja, una pequeña cúspide anterior y dos posteriores, la foca mediterránea posee una cúspide central alta, y pequeñas cúspides sencillas anterior y posterior. Además, King (1956) observa una cintura pronunciada en el límite entre raíz y corona de los incisivos de las dos especies americanas que no existe en la especie mediterránea

Los postcaninos de la foca mediterránea se insertan en posición bastante más oblicua respecto del eje del hueso palatino, en relación a las otras dos especies. Creemos que ésto podría indicarnos una morfología del morro más achatada en la primera especie, al menos en los juveniles, cuyos postcaninos deberían surgir en esa posición para no solaparse, cosa que no ocurriría en las otras *Monachus*. Ello estaría también de acuerdo con la menor longitud de los huesos nasales en la especie mediterránea. En relación con ésto King (1956) encuentra en *M. monachus* que la región facial crece más rápidamente que la región neurocraneal, a excepción de la anchura del morro, la cual crece también despacio. Si este desarrollo osteológico no fuera común con las otras *Monachus*, sería esperable que en los adultos mediterráneos no se observara este achatamiento, pues se compensaría con el crecimiento. Pero también los cráneos de adultos de *M. monachus* son ligeramente más anchos en relación a su longitud si se comparan con las otras dos especies, luego parece que la diferencia entre estas especies se mantiene a todas las edades.

Atendiendo a la morfología externa, el pelaje de las hembras adultas de la foca Hawaiana es gris oscuro dorsalmente y gris claro ventralmente, pudiendo estos colores tomar tonos amarillentos con la edad. Los machos son en general más oscuros que las hembras, pareciendo algunos casi negros en la espalda y los flancos. Las crías en pelaje de lanugo son completamente negras (Kenyon y Rice 1959). Estas pueden presentar frecuentemente manchas blancas irregulares en la zona ventral o en las aletas (Wirtz 1968).

Los escasos datos disponibles sobre focas del caribe (King 1956) parecen indicar un pelaje similar, aunque no hay datos que nos sugieran si los machos eran más oscuros.

El pelaje de la foca monje mediterránea hembra es similar al de las otras dos especies, pero los machos (Morales Agacifio 1950) y las crías en lanugo (King 1956), se diferencian por poseer una gran mancha abdominal blanca que falta en las otras *Monachus*.

2. ORIGEN Y EXPANSION DE LAS FOCAS MONJE

De acuerdo con King (1983) y Bonner (1989), los fócidos se originaron en el Atlántico Norte durante el Mioceno hace unos 15-20 millones de años. Los primeros fósiles de focas (12 a 15 millones de años) permiten ya distinguir entre las Phocinae y las Monachinae. Las Phocinae habitaban el Atlántico Norte, llegando por el sur hasta Virginia. Las segundas ocupaban zonas más templadas pero se extendieron también hacia el norte hace 5-15 millones de años, posiblemente gracias a la formación de la corriente del Golfo (Figura 1).

Según Reppening y Ray (1977, en Kenyon 1981) el estrecho existente en la región de Panamá hace entre 15 y 3 millones de años había permitido el paso de las Monachinae desde el Caribe al Océano Pacífico y la posterior colonización de California y de las entonces más cercanas islas Hawaii. Tras cerrarse el estrecho, las poblaciones de monachus del Caribe y de Hawaii quedaron separadas. Según Bonner (1989) el aislamiento entre estas dos poblaciones debió de ser muy temprano, para lo cual se basa en el mayor primitivismo de la foca de Hawaii en comparación con el de *Monotherium*, una Monachinae fósil de Virginia. El problema que vemos en este argumento es que no se considera el primitivismo de la foca monje del Caribe, que permaneció en el lado Atlántico y es casi exacta a la foca de Hawaii, quizás tan sólo una raza geográfica. Se necesitan estudios más profundos en este tema pues no existe información suficiente. Con los datos actuales también se podría sostener que el paso al Pacífico pudo ocurrir más recientemente.

Sería lógico esperar que los antecesores de los Miroungini migraron antes que las focas monje al Pacífico. Estos antecesores dieron lugar a las dos especies de elefantes marinos, bastante más diferentes de las focas monjes de lo que éstas son entre sí, lo que sería también aplicable a las focas Lobodontini, ya que también parece que migraron al hemisferio Sur a lo largo de la cara Oeste de Suramérica, siguiendo áreas de alta productividad oceánica (Bonner 1989), como prueba el hallazgo de su pariente fósil *Acrophoca* en Perú (King 1983)

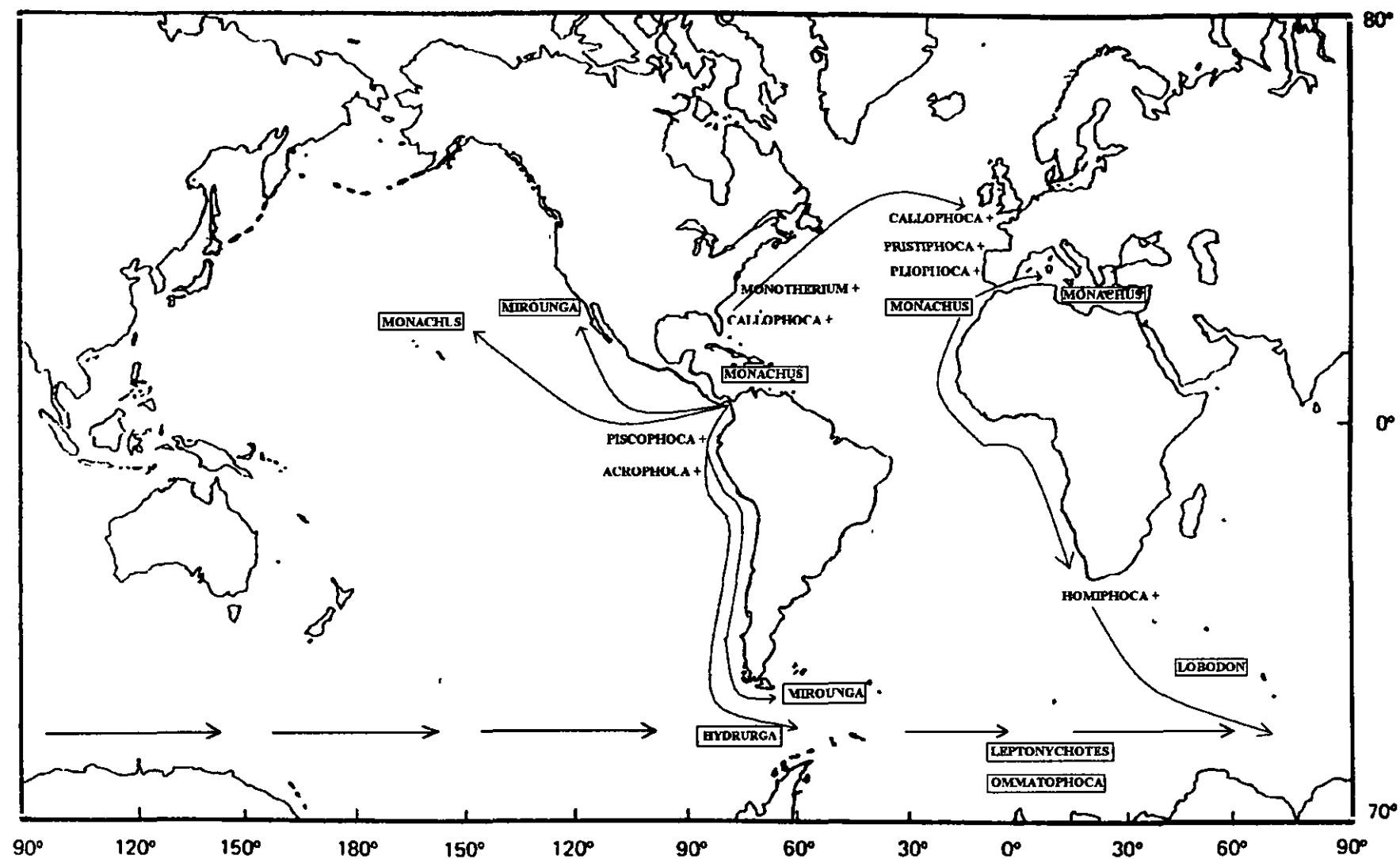


Figura 1. Expansión de las Monachinae desde su zona de origen.

Algunos efectivos de la población caribeña de foca monje alcanzarían la cara este del Atlántico, entrando quizás también en el Mediterráneo, y dando origen a la foca monje mediterránea.

Dada la distancia evolutiva entre las tres especies, la foca monje mediterránea se debió separar más tempranamente de las otras dos *Monachus* que éstas entre sí.

El Mediterráneo quedó aislado del océano Atlántico y se secó como consecuencia de la evaporación hace 5,5 ó 6 millones de años (King 1983). En consecuencia, las focas *Monachinae* debieron desaparecer de él, si es que existían ya en ese mar en el que no se han hallado fósiles. En cualquier caso debieron mantenerse en el Atlántico, desde donde colonizaron o recolonizaron el Mediterráneo.

Es posible que el mayor primitivismo morfológico de las focas monje de Hawaii con respecto a las mediterráneas pueda explicarse simplemente por su desplazamiento a un medio ambiente que no difiere sustancialmente de aquel del que emigraron. La foca mediterránea, sin embargo, ha estado sometida a cambios ambientales mayores al pasar de un clima tropical a un clima templado.

3. ESTATUS HISTÓRICO Y RECIENTE DE LAS FOCAS MONJE

Tras un proceso histórico la situación de las tres especies de foca monje puede resumirse de la siguiente forma: la foca monje del Caribe está extinguida y tanto la foca monje de Hawaii como la foca monje del Mediterráneo se hallan en peligro de extinción.

3.1 Foca monje del Caribe *Monachus tropicalis*

Esta foca fue descubierta por Cristóbal Colón durante su segundo viaje a América en 1494 (Kerr 1811, en Kenyon 1977). Cristóbal Colón describe la caza de ocho lobos marinos por parte de sus marineros a finales de Agosto en el islote de Alta Vela, al sur de la isla Española o Guanahaní (Kerr 1824, en King 1956).

El área de distribución de la foca caribea incluía el Golfo de México y el mar Caribe, extendiéndose hacia el sur hasta Honduras, hacia el este a Jamaica, Cuba y La Española y hacia el norte hasta las Bahamas (Figura 2). Solía estar presente en el sur de Florida, siendo las islas Alacranes y los Cayos Triángulo, frente a las costas de Yucatán los últimos enclaves de la especie (Allen 1942, en Gunter 1947; Rice 1964).

La especie era tan escasa ya en 1887, que J.A. Allen la definió como "una especie casi mítica" (Kenyon 1977).

A continuación se exponen los principales datos que he podido reunir de las observaciones existentes para esta especie

Cuando Ponce de León descubrió las islas Tortugas Secas el 21 de Junio de 1513, su tripulación mató 14 focas (Moore 1953, en King 1956). También Charles Poncet dió muerte a muchas de las 20 focas que vió en Guadalupe, cuando descansaban bajo los árboles cerca de la orilla (Du Tertre 1667, en King 1956). Asimismo, para obtener aceite se cazaron un gran número de ellas en las islas Alacrán en 1675 (Dampier 1705, en King 1956). Pero donde realmente existía gran cantidad de focas era en las islas Bahamas en 1687, donde se podía dar caza a hasta 100 individuos en una sola noche (Sloane 1707, en Avellá 1986), extendiendo su territorio hasta las Antillas, según las cita en 1774 Olafsen (en King 1956).

Entrando en el siglo XIX, Hill (1843, en King 1956) describe una foca joven proveniente de Cayo Pedro. Varias focas fueron vistas en este sitio en 1846, donde se dió muerte a algunas de ellas (Goóse 1851, en King 1956). Gray describe la especie en 1850 a partir de una de las pieles colectadas en 1846 (King 1956; Kenyon 1977) Seis años más tarde un explorador halló muchos esqueletos de focas y chozas en Triángulos, resto de una pasada industria de caza de focas (Avellá 1986). Una hembra fue cazada en la costa de Cuba en 1883 y llevada al Museo Nacional de Estados Unidos (True y Lucas 1885, en King 1956) Durante la expedición científica de Ward y Ferrari en 1886 (Ward 1887, en King 1956) se mataron 42 focas en Cayo Triángulos en cuatro días. Una cría recién nacida fue

llevada viva a Campeche pero murió una semana después. Según Ward, algunos de los ejemplares matados a primeros de diciembre, presentaban crecimiento de minúsculas algas en la espalda y en las aletas, lo que nos podría indicar una larga ausencia de tierra antes de ese mes. Una hembra de Triángulos fue llevada en 1897 al Acuario de Nueva York, donde murió cinco años después (Anon 1903, en King 1956).

Estas matanzas de las focas no terminaron con la entrada del siglo XX pues durante otra expedición científica a Triángulos entre el 18 y el 23 de junio de 1900 (Goldman 1951, en King 1956) se dió muerte a un número desconocido de ellas, posiblemente alto. Una hembra y tres crías de Yucatán fueron llevadas al Acuario de Nueva York en junio de 1909 (Townsend 1909, en King 1956) Entre 1903 y 1908 fueron observadas varias focas en las islas Tortugas y dos de ellas fueron mantenidas en cautividad durante algún tiempo (Moore 1953, en King 1956), pero se mataron unos 200 individuos en enero de 1911 (Avellá 1986). En 1915 se llevaron seis focas a Pensacola que tras cierto tiempo fueron liberadas de nuevo (Allen 1942, en King 1956). Esta acción podría estar relacionada con los avistamientos de focas en los Estados Unidos en años siguientes. Una foca caribeña fue matada en Cayo Oeste (Florida) en 1922 (Townsend 1923, en Gunter 1947), y otra de color marrón amarillento claro fue vista en Pasaje Brazos Santiago en 1926, el animal fue observado también en Puerto Isabel (Laguna Madre, en la frontera entre Méjico y los EEUU). Varios años antes, se habían avistado focas bastante más al sur en el Golfo de Méjico (Gunter 1947).

Durante el otoño de 1932 se pudo observar una foca durante un período de dos o tres meses en Pasaje Brazos Santiago Esta foca era de color marrón castaño claro, de unos 1,7 m de largo y de un peso aproximado de 150 libras (Gunter 1947). También durante 1932 varias focas estuvieron durante seis semanas en el área de Pasaje Bolivar (el principal pasaje a la Bahía de Galveston) y solían descansar sobre las rocas (Gunter 1947). Una foca joven fue matada en 1939 en el Cayo Suroeste, perteneciente al grupo de Cayo Pedro (Lewis 1948) Dos focas fueron observadas en la playa de Cayo Drunken Man, dos millas al sur de Kingston en noviembre de 1949 (King 1956).

En 1951 se efectuó una exploración (Gilmore 1959, en Kenyon 1977) sin que se hallaran ni focas ni nuevas citas de avistamientos. La última cita de esta especie es una observación en 1952 de una pequeña colonia en Banco Serranilla, a medio camino entre Jamaica y Honduras (Rice 1973, en Kenyon 1977). Habían transcurrido sólo 458 años desde su descubrimiento por los europeos. Scheffer estuvo varios meses en Gran Caimán en 1970-71 y no encontró ningún pescador que las hubiera conocido (Kenyon 1977). En Marzo de 1973 se realizó una exploración aérea de toda el área de distribución de la especie, pero no se observaron ni focas ni evidencias de su presencia, así que la especie fue declarada extinguida en 1977 (Kenyon 1977).

3.2 Foca monje de Hawái *Monachus schauinslandi*

La primera referencia a esta especie es una batida de focas en las islas Laysan llevada a cabo en 1824 por el velero Ainoa (Bryan 1915, en Kenyon y Rice 1959). Se creía que en este viaje se había matado hasta la última foca de esta colonia. El 27 de abril de 1857 se encontraron 10 o 12 focas en la isla Nihoa, algunas de las cuales fueron tiroteadas por un rey hawaiano. En otra batida de focas, esta vez en las islas Leeward (cadena de atolones al noroeste del archipiélago principal) entre abril y agosto de 1859 se colectaron 1500 pieles y aceite de foca (Kenyon y Rice 1959), cifra considerada exagerada por dichos autores. Hacia finales de siglo se mataron de 60 a 70 focas en Laysan (Atkinson y Bryan 1913, en King 1956)

Los nativos de Hawaii mataron y se comieron a una foca en 1900 (Dill y Brian 1912, en Kenyon y Rice 1959). Estos autores no vieron focas en Laysan en 1911. Un residente de la isla les informó que sólo se habían matado siete focas en 15 años, siendo el cráneo de una de ellas dado a Schauinsland en 1896, y usado por Matschie para describir la especie en 1905 (Rice 1964). Cuatro focas fueron cazadas en Midway y Laysan en 1912 y sus pieles colectadas para museos norteamericanos (Bryan 1915, en King 1956) En 1913 se observaron 35 focas en los arrecifes Pearl y Herm (Atkinson y Bryan 1913, en King 1956), de donde se colectaron diez focas en 1923 para el U S. National Museum (Bailey 1952, en King 1956). Se avistaron seis focas alrededor de Midway en 1940 (Blackman 1941, en King 1956) (Figura 3).

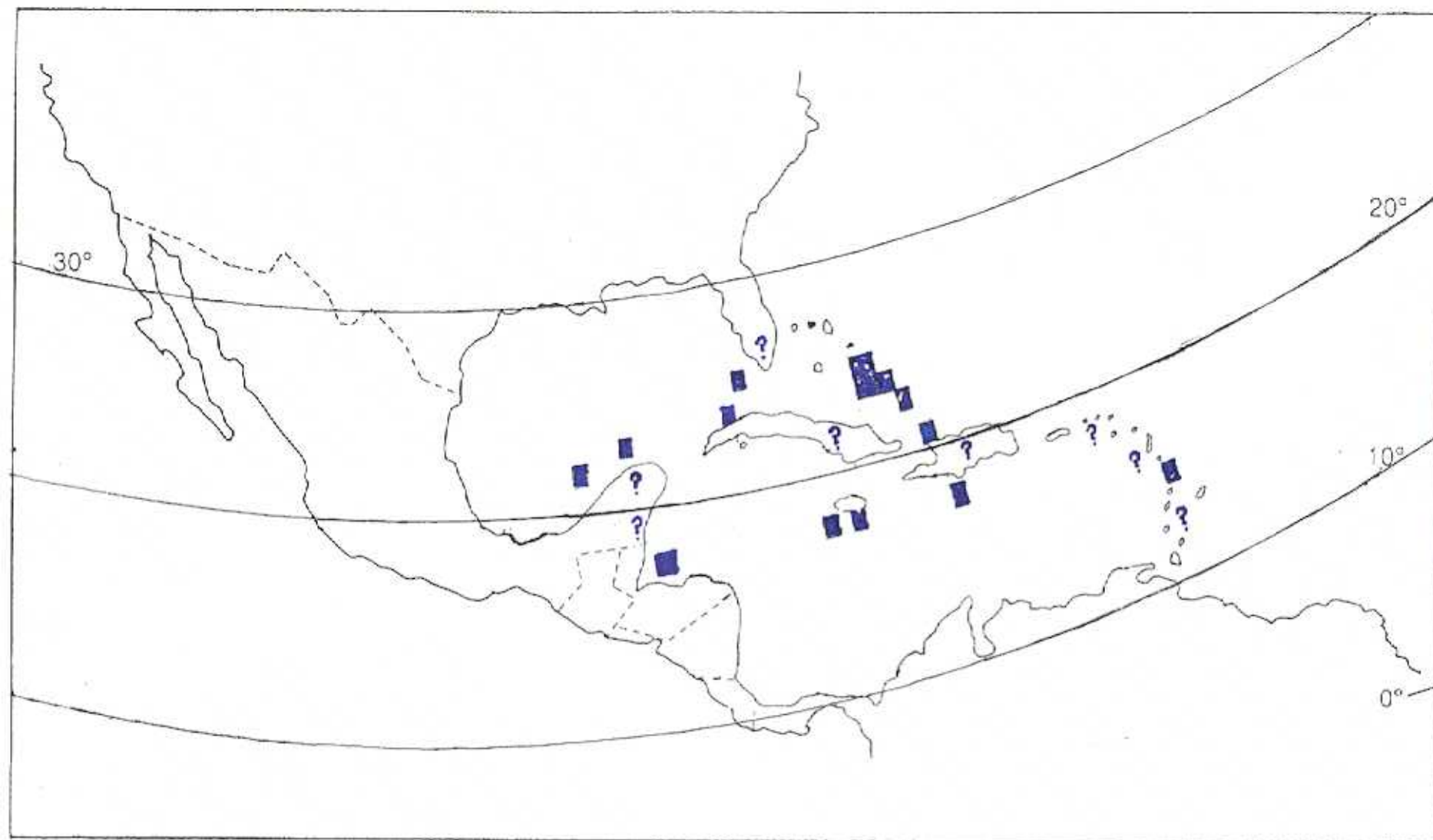


Figura 2. Distribución histórica de la foca monje del Caribe (*Monachus tropicalis*).

Tras el bombardeo de Pearl por Japón, el área se convierte en escenario de guerra, construyéndose una base naval en Midway. La colonia de focas de ese atolón se reduce a 70 individuos en 1957 y desaparece en 1968 (Kenyon 1981). La especie se observó con más frecuencia en las expediciones a las Leeward en 1949 y 1951. En ese último año se vieron dos focas en el Arrecife Maro y se colectan diez para el U.S. National Museum (Bailey 1952, en King 1956), el mismo autor censa 407 focas en estas playas en 1951, la mayoría de ellas en Laysan y los arrecifes Pearl y Hermes. Sólo hay tres citas para la especie en la isla de Oahu entre 1928 y 1955 (Kenyon y Rice 1959), por lo que parece que la especie no visitaba con frecuencia las islas habitadas. En la primavera de 1957 Kenyon y Rice (1959) censaron 1013 focas en todas las islas Leeward y en el verano del año siguiente Rice (1960) censó 1206 focas y estimó su población en 1350 individuos.

En 1978 la población se había reducido a un 50% del total de 1958 (Johnson et al. 1982), y en 1988 se censaron 580 focas en la misma área (Gilmartin 1988, en Hiruki et al. 1993). Actualmente se la considera en peligro de extinción, aunque hay quien piensa que todavía pueden recuperarse.

3.3 Foca monje mediterránea *Monachus monachus*

La foca monje mediterránea se halla registrada en el libro rojo de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (U.I.C.N.) como la foca más amenazada de extinción en el mundo. La población superviviente en 1996 es de unos 550 individuos, la mayoría de ellos localizados en Grecia y el Sahara occidental.

La antigua distribución de este pinnípedo incluía todo el Mediterráneo, la mayoría del mar Negro, la costa atlántica del Sáhara y las islas Macaronésicas (Canarias, Madeira, Cabo Verde). El rango de distribución de la especie ha decrecido dramáticamente durante el presente siglo, desapareciendo de España, Francia, Italia, Líbano, Israel, Egipto, Túnez y Croacia; y posiblemente tampoco queden supervivientes en Libia y Albania (Figura 4)

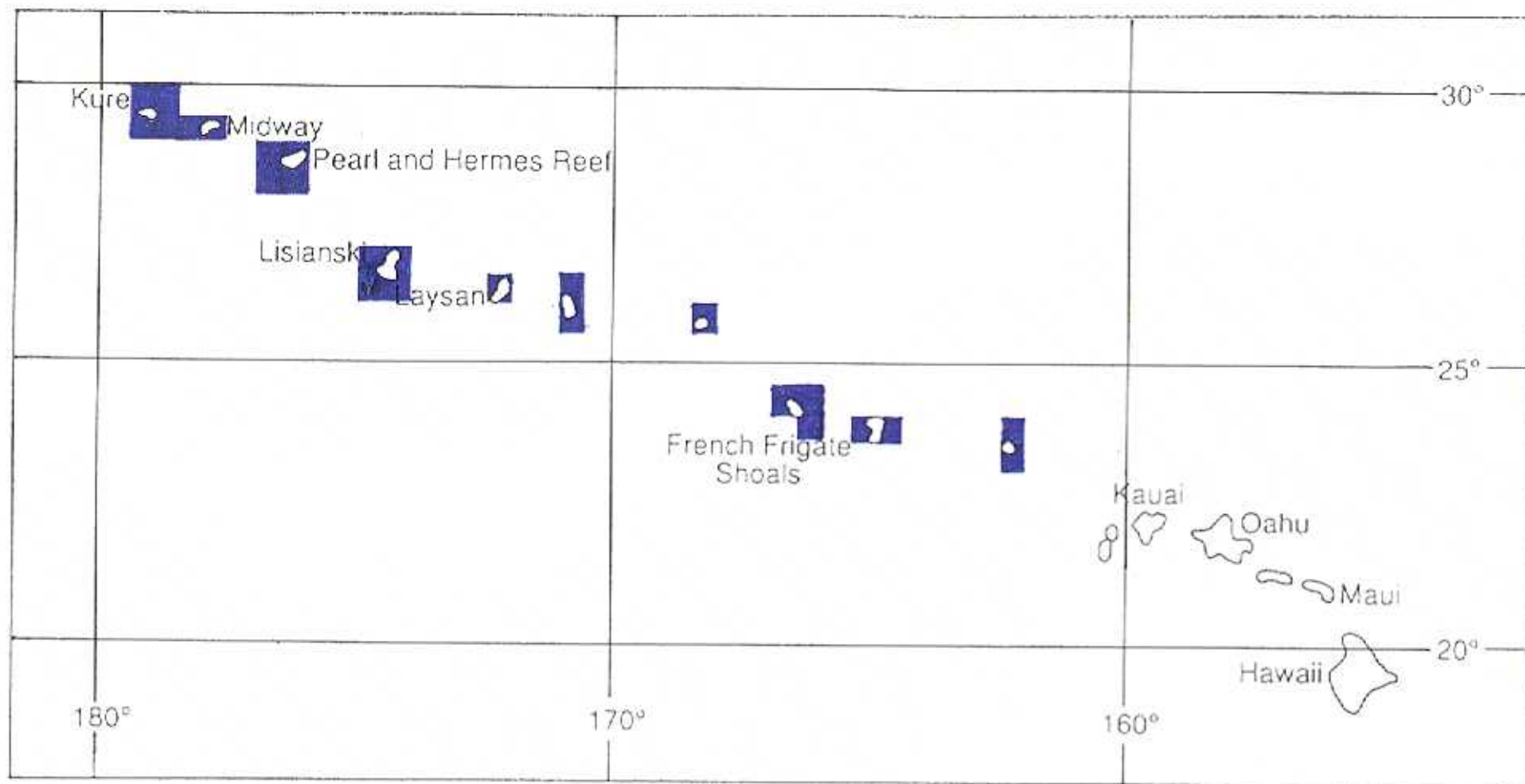


Figura 3. Distribución histórica de la foca monje hawaiana *Monachus schauinslandi*.

Ya en tiempos históricos, en el siglo VIII a. C., Homero relata una leyenda en **La Odisea** (4ª rapsodia, versos 355-460), en la cual un grupo de focas entra a dormir en la playa de una profunda cueva, que según el relato, estaba en una isla llamada Faro. Esta isla está localizada en Alejandría y de ella tomarían estas torres de señalización su nombre (Tufexis 1996), tras construir cinco siglos después Ptolomeo I el famoso faro. Es muy interesante destacar que ya en ese tiempo se registra una cueva como hábitat terrestre de la foca y se cita el lugar.

Una moneda del siglo V a. C. conservada en el Museo Británico tiene estampada la figura de una foca (Ronald y Duguy 1984), y en varias monedas de tiempos clásicos halladas en Rodas hay cabezas de focas (King 1956).

Aristóteles (384-322 a.C.) estudió la foca en su **Historia de los Animales** (libro 6, capítulo 12). La describe por primera vez como *"mamífero, que respira aire, produce leche y amamanta, pare en la playa y expulsa la placenta"* (verso 566b). Según él, *"la especie pare una o dos crías y raras veces tres...//...en cualquier época y sobre todo cuando crían las primeras cabras"* (verso 567a). El interés de estos datos estriba en la mayor abundancia y facilidad de observación de la especie en el Mediterráneo en la fecha en que se redactó esta obra con relación al presente.

Por otro lado, poco después de que se descubrieran las Canarias se mataron muchas focas en la isla de Lobos, y la caza comercial comenzó allí en 1341 (Monod 1948). El nombre Canarias proviene de la isla Gran Canaria, por su abundancia de canes. No es fácil creer que abundaran los perros en una cultura que desconocía la navegación, tampoco se conoce ninguna raza de perro autóctona de Canarias por lo que parece más posible que los canes referidos fueran lobos marinos, especie denominada "Can marinus" (García 1971, en UICN 1985) por los primeros zoólogos.

En 1418, un área de Madeira donde había muchas focas es bautizada con el nombre de "Cámara de Lobos" (cueva de lobos marinos) (King 1956) y en 1434 se descubre en Río de Oro, Sahara, una gran colonia estimada en 5000 focas y comienzan a cazarlas. Durante sucesivas expediciones en 1439, 1440 y 1441 se la esquilma (Monod 1948, Avellá 1987).

La colonia de Isla de Lobos se había extinguido ya en 1590 (Abreu y Galindo 1590, en U.I.C.N. 1985). Un caballero medieval mató a "dos lobos negros" en la playa del Cabo de Gata (Almería). Probablemente, se debió hacer referencia a lobos marinos, o focas, y no a lobos *Canis lupus*.

La presencia de la foca monje en el Adriático está confirmada desde la Edad Media. Un poema de Mavro Vetranic Cavcic (1482-1576), de la isla de San Andria (cerca de Dubrovnik), habla sobre ataques de focas a las artes de pesca (Brusina 1889). En él se describe cómo una foca come frecuentemente los peces de la red, llevando a los pescadores a la miseria. Es de destacar que el poema habla de un solo animal ya en esa época, cuando en el Atlántico eran tan abundantes.

Un príncipe de Mliet (Orbini 1601, en Brusina 1889) cuenta sus experiencias con focas monjes. Es el relato más antiguo sobre la foca monje en el Adriático; por lo que ha merecido la pena traducirlo del italiano mediaval para presentarlo aquí.

"Las osas mannas entran a veces en este lago y producen grandes daños a los pescadores. En esas ocasiones, cuando las primeras quieren volver a mar abierto, los pescadores sitúan fuertes redes en el estrecho que se ven obligadas a atravesar, y cuando los peces son asustados por los pescadores y atrapados en la red se defienden asombrosamente. Pero, mientras están aún atrapadas en el lago salen a las playas, permitiendo a la gente observarlas sin ningún temor, mostrando con algunas acciones que se dan cuenta de los preparativos arriba mencionados."

Yo no he visto nunca esto, así que a duras penas podría ser persuadido de que un pez pueda entender lo anteriormente expuesto. Sin embargo, estando más tarde en Italia, en la ciudad de Pesaro, tuve la oportunidad de comprobar por mí mismo de que realmente es así."

En 1599, una de estas osas, que algunos llaman terneros mannos, fue atrapada cerca de Gaeta y mantenida viva durante varios meses, puesta entre paja. Fue transportada en una caja a través de muchos lugares de Italia. Allí, aquellos que cuidaban de ella solían sacarla de la caja en que la mantenían por la noche, y ponerla en un gran barril lleno de agua, para mostrarla a la gente. Llamándola Martino, la sacaban fuera y ella se movía reptando por el suelo. Obedecía todas las órdenes, bien sobre su espalda, bien sobre su pecho o sobre cualquier flanco. Cuando le pedían la mano solía ofrecerla como lo haría un ganso. Cuando se le preguntaba si estaba hambrienta abría inmediatamente la boca y sacudiendo las fauces parecía decir que sí, mientras miraba inquisitivamente a su amo. Cuando su amo simulaba golpearla con su vara, ella vocalizaba inmediatamente como una persona, tratando de morderla. Cuando se le pedía que regresara al barril, ella se volvía hacia él, se erguía como una serpiente y saltaba dentro."

Era maravilloso ver cómo esta clase de pez podía entender todo lo que se le decía, y con tal disciplina. Este animal, que yo vi en Pesaro, era mucho más pequeño que los que aparecen a veces en el lago Meleda."

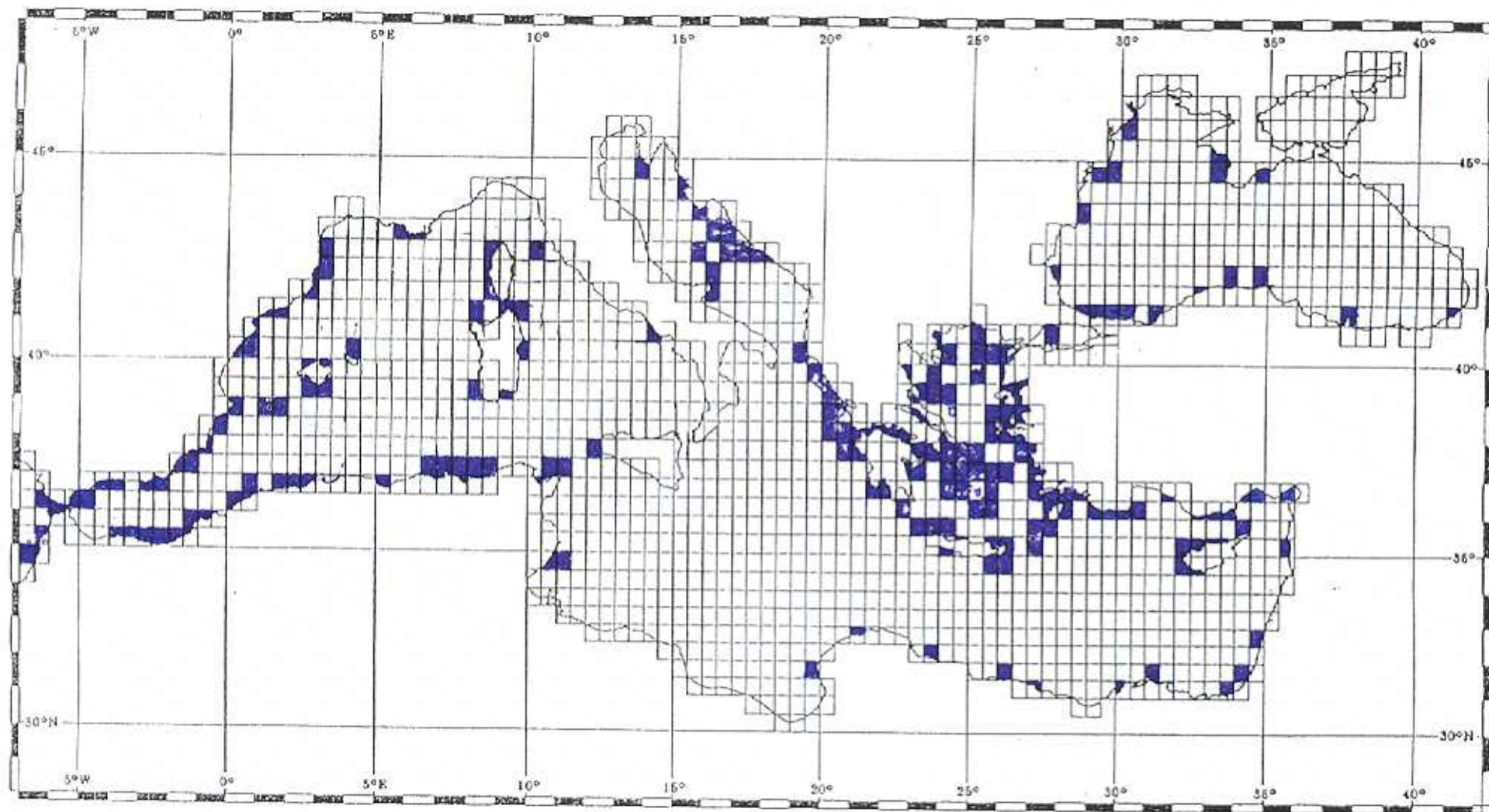


Figura 4. Distribución histórica de la foca mediterránea (*Monachus monachus*) en el mar Mediterráneo.

El lago citado (en realidad una albufera), con un estrecho paso hacia el mar existe aún en el suroeste del Parque Nacional Mliet, en Croacia.

En 1722 se capturó una foca en Rovinia, en el reino de Venecia (Brusina 1889). Es la actual Rovini en Istria, Croacia y constituye el registro más norteño de la especie en el Mediterráneo. Focas del Adriático fueron exhibidas en 1760 en Francia y Alemania (Buffon 1782, en King 1956). Hermann se basó en un macho capturado en el Adriático en Octubre de 1777 para describir la especie en 1779. La foca procedía de Ossero en la isla de Cherso (King 1956), que debe ser la actual Osor en la isla de Cres, en Croacia. Y ya en el año siguiente la describe Grisogono Nutrizio (1780, en Brusina 1889) llamando la atención sobre su vulnerabilidad: *"Los temerosos marinos, que podían verse fácilmente durante el pasado siglo, se han hecho muy raros hoy en día. Se ven muy raramente en las tierras del estado de Ragusa, en la época de las viñas y las uvas."* Ragusa era una república situada en la actual Dalmacia, y la época referida es el otoño.

Sin embargo, las focas monjes eran aún abundantes entre Alejandría y Bengasi a principios del siglo XIX (Norris 1972) y hay datos de que el Jardín Zoológico de Londres obtuvo focas procedentes del Archipiélago de Madeira en 1882, 1894 y 1910 (King 1956). Tres focas fueron matadas en 1926 en Madeira para el American Museum of Natural History (King 1956). Dieuzeide (1928) hace una primera descripción anatómica de los órganos de la especie.

Una hembra a punto de parir es tiroteada en una cueva de Córcega en 1947 (Troitzky 1953) Y en 1948 Monod recopila la información disponible hasta esa fecha sobre la foca monje en el Atlántico.

Morales Agaciño (1950) describe la actividad de un grupo de 21 focas en la colonia de "las Cuevecillas", Sahara occidental, anteriormente descubierta por Monod en 1923, y da una descripción del pelaje de machos y hembras. Valverde (1958) estima la población de focas de las Cuevecillas en unos 200 individuos, y afirma que aunque ha desaparecido de casi toda España aún puede verse en una isla del sur de la península. Una foca monje adulta fue matada en la isla de La Palma en los años 60, donde la especie se suponía largo tiempo extinguida (U.I.C.N 1985). En 1969 se considera que la colonia de Las Cuevecillas está

integrada por unos 60 individuos y que lleva años manteniendo estable esta cifra (Wijngaarden 1969), pero estos datos proporcionados por el delegado del gobierno español en la Guerra podrían estar basados en la observación de la capacidad de carga de la mayor cueva visible desde la cresta del acantilado del lugar. Por ello, no debería descartarse que la población se mantuviera aún alrededor de la cifra proporcionada por Valverde.

Por fin desde que en 1780 se habla de sus problemas Wijngaarden (1962) hace una recopilación sobre datos de distribución de la especie y efectúa propuestas de protección legal de la especie así como de creación de reservas.

Hay intentos de cautividad entre 1960-73 y se mantienen 5-6 focas jóvenes en cautividad en el acuario de Rodas. Todas mueren en la primera semana, excepto una cría que murió a los 40 días, tras haber mudado el lanugo (Tsimenidis 1978).

Entre 1954 y 1978 hubo una foca hembra en cautividad en el acuario de Lisboa (O' Gorman y De Vasconcellos 1978); y en el Jardín Zoológico de Las Palmas (Wijngaarden 1969) había otra en cautividad que fue capturada en las Cuevecillas en 1968 pero murió ese mismo año (datos personales).

En los años 70 comienzan a realizarse esfuerzos internacionales para averiguar la situación real de la foca monje mediterránea en su área de distribución. Así, Boulva (1975) efectúa una prospección entre personas con algún conocimiento sobre la especie en el área abarcada entre la línea que une Reggio Calabria con la frontera libio-tunecina y el límite de distribución occidental de la especie. Dicho autor averigua que la foca ha desaparecido de la zona norte de la cuenca mediterránea occidental, pero que existe aún en diversos puntos de la zona sur, así como en el sur del Sahara occidental. Con respecto a las islas de la cuenca, en aquellas fechas aún quedaban algunas focas en Cerdeña.

Marchessaux y Duguy (1977) hacen una estimación a groso modo de la población de foca monje en Grecia, basándose en datos propios y de algunos otros autores. Consideran que una cifra realista es unos 310 individuos.

Sergeant et al. (1978) combinaron sus observaciones de campo con entrevistas a la población local para obtener información de la situación de la especie en todo el área de distribución, concluyendo que la mayor población está en el Egeo Este y que la población mundial se compone de 500-1000 individuos y se encuentra en declive.

En esa misma fecha tiene lugar en Rodas, Grecia, la primera conferencia internacional dedicada específicamente a la foca monje (Ronald y Duguy 1978). En ella se exponen trabajos de investigadores y naturalistas procedentes de la mayoría de los países que poseen ejemplares de la especie. Se pone en evidencia que el desconocimiento sobre la ecología de la especie es casi total, por lo que no se pueden abordar políticas de protección realistas. Se elabora por primera vez un Plan de Acción para su conservación.

En 1984 tiene lugar una nueva conferencia sobre la especie (Ronald y Duguy 1984). Desde la fecha de la anterior conferencia, aparte de confirmarse cifras y lugares de su desaparición, se han hecho pocos progresos. Empieza a quedar claro que se sigue sin tener los conocimientos básicos sobre la biología y necesidades de la especie.

En ese mismo año Verriopoulos (1984) efectúa una exploración de una buena parte de las costas griegas registrando la localización de cuevas y playas que podrían ser utilizadas por las focas. Se registran todo tipo de cuevas y calas por las costas del Egeo Norte, Cícladas, Golfos de Corinto y Patras y Jónico Norte, pues no existen aún criterios para seleccionar hábitats escogidos por la especie.

En 1987, Harwood et al exploran las costas de Kefalonia, Itaka, Iefkada y Meganisi, en el Jónico Norte, y efectúan un control de la actividad de las focas con cámaras fotográficas de disparo automático colocadas en cuevas. Concluyen que la zona debe ser usada por menos de diez focas (Harwood 1987). Al año siguiente, Jacobs y Panou realizan un estudio de actividad de las focas en el mismo área, incluyendo uso de las cuevas e interacciones con pesquerías. En 1989, se publica la obra póstuma de Didier Marchessaux (1989b), con información sobre la biología de la especie y su status en esas fechas.

Dado que la foca monje mediterránea se halla distribuida en gran número de países hemos creído conveniente mostrar su situación actual en la tabla 3 siguiendo un orden geográfico.

Tabla 3. Poblaciones de foca monje mediterránea existentes en su área de distribución.

Islas o País continental	Nº mínimo de focas	Última cita	Último dato reproducción	Fuentes
Mauritania	5	1996	sin registros	Aguilar com pers
Sáhara occidental	330	1996	1996	Aguilar com pers Hau com pers
Canarias	Extinta	1992	1441	Monod 1948, I R S N B & S M R U 1993
Madeira	15	1994	1993	Costa-Neves 1994
Marruecos	50?	1981	1981	Avellá y González 1984, Avellá 1987
Chafarinas	3	1989	1989	González 1989b
Argelia	7	1989	1989	Lefevre et al 1989
La Galité	Extinta	1986	1983	Gonzalez 1989a
Túnez	Extinta	1986	1975	Gonzalez 1989a, Ktari-Chakroun 1978
Libia	?	1968	1968	Norris 1972
Egipto	Extinta	1981	sin registros	Norris 1972, Marchessaux 1989a
Palestina	Extinta	1941	sin registros	Bertram 1943
Israel	Extinta	1968	sobre 1928	Bertram 1943, Marchessaux 1989a
Líbano	Extinta	1975	sin registros	Marchessaux 1989a
Siria	Extinta	sin registros	sin registros	
Chipre	6	1994	1994?	Hadjichristophorou y Dimitropoulos 1994, Ozturk 1994
Turquía	42	1994	1994	Ozturk 1994
Rusia	?	sin registros	sin registros	
Ucrania	Extinta	sin registros	sin registros	Ozturk 1994
Rumania	Extinta	1960	sin registros	Schnapp et al 1962, Ozturk 1994
Bulgaria	Extinta	1975	1950-60	Schnapp et al 1962, Avellá 1987, Ozturk 1994
Grecia	250	1997	1997	Presente trabajo
Albania	Extinta?	Años 80	1944	Lamani com pers ++Vaso com pers
Serbia y Montenegro	Extinta	sin registros	sin registros	Cebrián 1995b
Bosnia	Extinta	sin registros	sin registros	Cebrián 1995b
Croacia	Extinta	1993		Cebrián 1995b
Eslovenia	Extinta	sin registros	sin registros	Cebrián 1995b
Italia	Extinta	1988	1976	DiTuro 1984, Manni 1994
Sicilia	Extinta	1972		Gonzalez 1989a, Manni 1994
Cerdeña	Divagantes	1992	1986	Marchessaux 1989a, Manni 1994
Malta	Extinta	sin registros	sin registros	
Francia	Extinta	1990	1930-35	Duguy y Cheylan 1978, Maigret 1990
Córcega	Extinta	1982	1947	Trotzky 1953, Marchessaux 1989a
España	Extinta	1984	1950	Avellá 1987, Marchessaux 1989a
Baleares	Extinta	1977	1951	Avellá 1987
Portugal	Extinta	1797	1817	Avellá 1987

4. OBJETIVOS DEL ESTUDIO

Mi interés por la foca monje surge a raíz de una visita a la isla de Zakintos, Grecia, en el verano de 1988, invitado a dar una conferencia en un Simposio sobre conservación. Al preguntar a mis colegas sobre el estatus de la especie en el país tuve ocasión de constatar que los conocimientos sobre esta foca eran aún muy limitados a pesar de la situación precaria en que se hallaba ya por entonces.

A mi regreso a España me decidí a rastrear la bibliografía existente, encontrándome que la mayoría de los trabajos realizados sobre foca monje no estaban publicados en revistas científicas, sino que se encontraban reflejados en informes remitidos a organismos internacionales. Tras contactar con el profesor José Antonio Valverde, buen conocedor de la fauna sahanana, obtuve de él buena parte de los informes existentes hasta entonces. Estos informes incluían fundamentalmente aspectos del estatus de las poblaciones de distintos países obtenidos tras periodos muy cortos de trabajo de campo o incluso sin ellos. Excepción a la regla eran varios estudios de Avella, González y Marchessaux sobre las poblaciones del oeste y norte de África, aunque no existiera ningún trabajo que abarcara un periodo de estudio que alcanzara el año.

Estas investigaciones reflejaban fundamentalmente aspectos de la distribución y status de la foca, incluyendo además información básica sobre fisiología, reproducción, biometría y uso de territorios acuáticos por parte de la especie (Marchessaux y Muller 1987; Marchessaux 1989a; Marchessaux 1989b; Francour et al. 1990; Marchessaux y Pergent-Martini 1991).

De las poblaciones mediterráneas, sin embargo, la información era prácticamente anecdótica, aunque llamaran la atención sobre todo los informes de organizaciones internacionales en los que se hacía una llamada general sobre el riesgo de extinción inminente, sin que se tuvieran siquiera los conocimientos más básicos sobre ellas.

Estos informes a su vez recomendaban como paso más urgente a dar el que se cubrieran las lagunas básicas para poder iniciar un plan de manejo encaminado a evitar su extinción: distribución y estatus de las poblaciones, causas de mortalidad, interacciones con pesquerías, características y uso del hábitat.

A pesar de que no existía facilidad de subvenciones sobre el tema, mi interés por el estudio de los mamíferos marinos, y en concreto por la foca monje, me llevó a desplazarme a Grecia para evaluar la posibilidad de estudiarla allí.

Afortunadamente, contaba, por una parte, con una formación biológica práctica, gracias a los trabajos de campo en que había participado en el ahora creado Paraje Natural de las Marismas del Odiel, y en la Estación Biológica de Doñana. Por otra parte, el haber crecido en el seno de una familia de buceadores en la isla de Tenerife me permitía desenvolverse en el medio ambiente marino.

Una vez conseguida una mínima ayuda oficial por parte de las autoridades del país y un conocimiento exhaustivo de la lengua, imprescindible para el contacto con los pescadores, me planteé averiguar las principales causas de recesión de las poblaciones de esta especie en el Mediterráneo oriental y las posibles medidas para neutralizarlas. La idea fundamental era que los resultados pudieran orientar los criterios en los que basar posibles acciones para recuperar la especie en su hábitat actual e histórico.

Para ello era imprescindible conocer el status de la especie en Grecia, su distribución, el uso del hábitat, y las posibles interacciones con el hombre y con otros predadores marinos.

En concreto se ha abordado el estudio de aquellos aspectos de su biología con mayor relevancia en la conservación de estas poblaciones. Así, en primer lugar, se ha intentado conocer, con el mayor detalle posible, la distribución de la foca monje en los mares Egeo, Jónico y Adriático. Una vez localizadas las distintas subpoblaciones, se ha tratado de conocer el tamaño y la estructura de las mismas, así como su capacidad reproductiva, el impacto de los predadores y otras causas de mortalidad.

Además de la dificultad que supone trabajar con poblaciones de mamíferos marinos diseminados en una región tan extensa nos encontramos con las limitaciones que supone el estudiar una especie amenazada de extinción inminente. En vista de ello, se evitó desarrollar investigaciones que precisaran acciones especialmente intrusivas (capturas, marcado, presencia continua, etc..). Ello nos hizo descartar, entre otros, los estudios de biometría en individuos vivos y los estudios de comportamiento en las cuevas mediante observación directa de las focas, esperando que el conocimiento alcanzado tras esta tesis permitiera iniciarlos en el futuro partiendo de una base más sólida.

Se escogió una isla con gran densidad de cuevas para poder evaluar su uso por parte de la foca, mediante visitas periódicas lo bastante frecuentes como para poder averiguar las preferencias de hábitat, pero lo suficientemente distanciadas entre sí como para no afectar negativamente a la especie.

El conocer la alimentación de estas poblaciones, y por ende, la situación de sus poblaciones presa, nos pareció de enorme interés, por lo que procuramos recopilar todo dato posible sobre estos dos puntos.

Debido a la importancia de las interacciones espaciales y tróficas con otras especies animales, se estudió el uso del espacio por parte de la foca, y sus preferencias de hábitat así como su posible solapamiento con otros mamíferos marinos.

Por último, se ha querido aprovechar la permanencia en el área de estudio para recopilar todos aquellos datos que, aunque no estuvieran relacionados directamente con los objetivos iniciales de esta tesis, pudieran contribuir al conocimiento de esta especie tan poco conocida.

B. AREA DE ESTUDIO

A continuación se describen las características principales del Mediterráneo, mar de singulares particularidades en el que se desarrolló el estudio, así como de las áreas concretas estudiadas

El Mediterráneo se halla situado entre Europa, Asia y África, cubriendo una superficie de aproximadamente 2.505.000 Km². Posee dos cuencas principales, la Oeste (al oeste de Sicilia), y la Este (al este de Sicilia), separadas por un paso de 300 m de profundidad. Limita con el Atlántico en el estrecho de Gibraltar; con el mar de Marmara en los Dardanelos, y con el mar Rojo en el Canal de Suez. Su longitud máxima es de 3.700 Km de oeste a este y 960 Km de norte a sur. La mayor profundidad está registrada en la depresión de Inuses al suroeste de Grecia, con 4 846 m (Couper 1983).

Los ríos más importantes del Mediterráneo son el Ebro, el Ródano, el Po y el Nilo, que, asimismo, son los responsables de un gran volumen de nutrientes y sedimentos introducidos en dicho mar.

El clima es templado en el norte y extremadamente árido en el sur. La temperatura aumenta de norte a sur y de oeste a este. Las lluvias son estacionales, con un mínimo en verano. Los vientos superficiales predominantes a lo largo del año son del Norte y del Oeste (UNEP 1989a).

La combinación de vientos fuertes y días soleados produce una fuerte evaporación en la superficie de este mar, sin que el caudal afluente de los ríos llegue a compensarla. Como consecuencia, su salinidad es mayor que la del Atlántico. Esto produce un agua más densa en el Mediterráneo, lo que causa una emigración de agua profunda mediterránea hacia el océano y una inmigración de agua superficial atlántica. El agua profunda del Mediterráneo posee una temperatura entre 12,5º y 13,5º C en el oeste y entre 13,5º C y 15,5º C en el este (UNEP 1989b), con una salinidad entre 38,5% y 39%, mientras que ésta es de 36% en el Océano Atlántico a la altura de Gibraltar (Couper 1983)

La tasa de renovación de las aguas mediterráneas es de alrededor de 75-80 años.

Las mareas en el Mediterráneo son muy débiles. El nivel del mar es menor que en el Atlántico, disminuyendo también desde Gibraltar hacia el Egeo Norte, con diferencias máximas de 80 cm (UNEP 1989b).

El Mediterráneo se caracteriza por su alta salinidad, que es sólo superada en los mares Rojo y Muerto. El agua profunda mediterránea, rica en nutrientes, es intercambiada con el agua superficial atlántica que es pobre en ellos. Como consecuencia, posee una baja concentración de algunos constituyentes químicos de importancia biológica. Las únicas fuentes de nutrientes son los ríos y los residuos agrícolas o la polución. La concentración de fosfatos es más estable en el Mediterráneo Este que en el Oeste (UNEP 1989b).

El Mediterráneo es muy rico en diversidad de especies, pero es pobre en cuanto a la cantidad de biomasa producida, debido a que la escasez de nutrientes limita la productividad.

A pesar de su baja productividad de organismos, este mar es tremendamente rico en diversidad de especies. Sus costas son mucho más ricas que las atlánticas y muchas de sus especies son endémicas. El fenómeno está especialmente marcado en algunos taxones, los cuales muestran un alto porcentaje de especies endémicas. Por ejemplo, el 42% de las esponjas mediterráneas y el 11% de sus especies de peces existen sólo en este mar. Esta tendencia se encuentra también en las algas, con un 10-15% de endemismos entre 1 000 especies de este grupo.

Aunque la productividad del Mediterráneo es en general baja, ésta puede ser localmente muy alta. Esto ocurre cuando los niveles de nutrientes alcanzan valores elevados, como en las desembocaduras de los ríos, donde se acumulan nutrientes procedentes de tierra. También las costas se vuelven más productivas en invierno porque las tormentas producen la suspensión de los sedimentos, permitiendo su metabolización por el fitoplancton. En mar abierto, la productividad puede aumentar en invierno cuando el agua superficial se enfría, intercambiándose con el agua profunda que ha acumulado nutrientes a lo largo del año. Dichos

fenómenos de ascendencia de agua profunda pueden ocurrir también cuando vientos estables soplando de la tierra al mar fuerzan al agua superficial a alejarse de la costa, siendo ésta sustituida por agua del fondo.

Otra situación de alta productividad local en el Mediterráneo se da en las bahías, las cuales facilitan el desarrollo del plancton, debido a la estabilidad del agua y a la acumulación de residuos urbanos.

Todos los factores arriba indicados se combinan en Grecia para producir la mayor productividad de sus aguas en el Egeo Norte, en relación con los valores medios del país. En concreto:

- La mayoría de los principales ríos griegos desembocan en el Egeo Norte.
- Existen en este mar importantes golfos (Pagasitikos, Cernaikos, Casandra, Ayion Oros, Cabala).
- Los vientos del norte soplan la mayor parte del año, facilitando los afloramientos de aguas profundas en las costas de Macedonia y Tracia, que están orientadas al Sur.
- La fría corriente del mar Negro penetra en el Egeo Norte, alcanzando las Esporadas y facilitando el mezclado de agua en mar abierto.
- Las tormentas marinas son especialmente violentas en las costas de este mar, pues los vientos pueden cubrir largas distancias de superficie marina sin encontrar tierra, con lo cual se facilita aún más el mezclado.

1. LOCALIZACIÓN

La investigación se llevó a cabo en el Mediterráneo Nororiental, en los mares Egeo, Jónico y Adriático (Figura 5).

Debido a que el área de estudio es muy amplia y difícil de cubrir por su naturaleza marina, distintos aspectos del estudio fueron realizados en distintas regiones. Así, la distribución de la especie fue estudiada en la mayor parte de Grecia y Croacia; el estado del hábitat terrestre de la especie fue investigado en la península de Chalkídiki, en el mar Egeo del Norte; en el archipiélago de las Cícladas, en el mar Egeo del Sur; en la isla de Zákynthos, en el mar Jónico, y en el archipiélago de Dalmacia, en el Adriático. El estudio de la biología de la especie así

como del uso de hábitat se centraron en la isla de Zákynthos, en el Jónico y en el subarchipiélago de Milos, en las Cícladas occidentales. La presencia de otros mamíferos marinos se estudió en todos los mares de Grecia. El estatus de las poblaciones naturales de peces, presas habituales de la foca monje, se evaluó en el archipiélago de las Esporadas, en el Egeo Norte.

Regiones estudiadas

Las áreas del Mediterráneo oriental en las que se efectuó trabajo de campo fueron:

Península de la Calcídica, Archipiélago de las Esporadas, Evia, y Jíos en el Egeo Norte y Central; Archipiélagos de Argosaronicós y de las Cícladas en el Egeo Sur; Isla de Zakyntos en el Jónico Sur y Archipiélago de Dalmacia en el Adriático.

La isla de Zakintos fue seleccionada para la investigación desde el primer momento por existir de ella información inicial tras el estudio de Vlachoutsikou (1988), que permitía comenzar rápidamente a tomar datos sobre el uso de cuevas. Tras un sondeo inicial de muchas islas repartidas por todo el país se decidió que el archipiélago de las Cícladas, con abundancia de islas próximas entre sí, y datos iniciales prometedores sobre la presencia de focas y de numerosas áreas de reproducción, ofrecía las mejores posibilidades para estudiar la máxima extensión de hábitat con un esfuerzo realizable. La evaluación del hábitat de la especie en el Adriático fue encomendada por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, debido a la incertidumbre sobre el futuro de la especie generada por la existencia de una larga guerra civil en la actual ex-Yugoslavia, y un gran riesgo de conflicto similar en Albania. Las revueltas armadas impidieron la exploración de este último país.

En total se investigaron en Grecia 58 islas y 105 islotes menores de 4 Km², abarcando unos 2.600 Km de costa. Otras seis islas y 50 islotes, cubriendo 400 Km de costa, fueron explorados en Croacia.

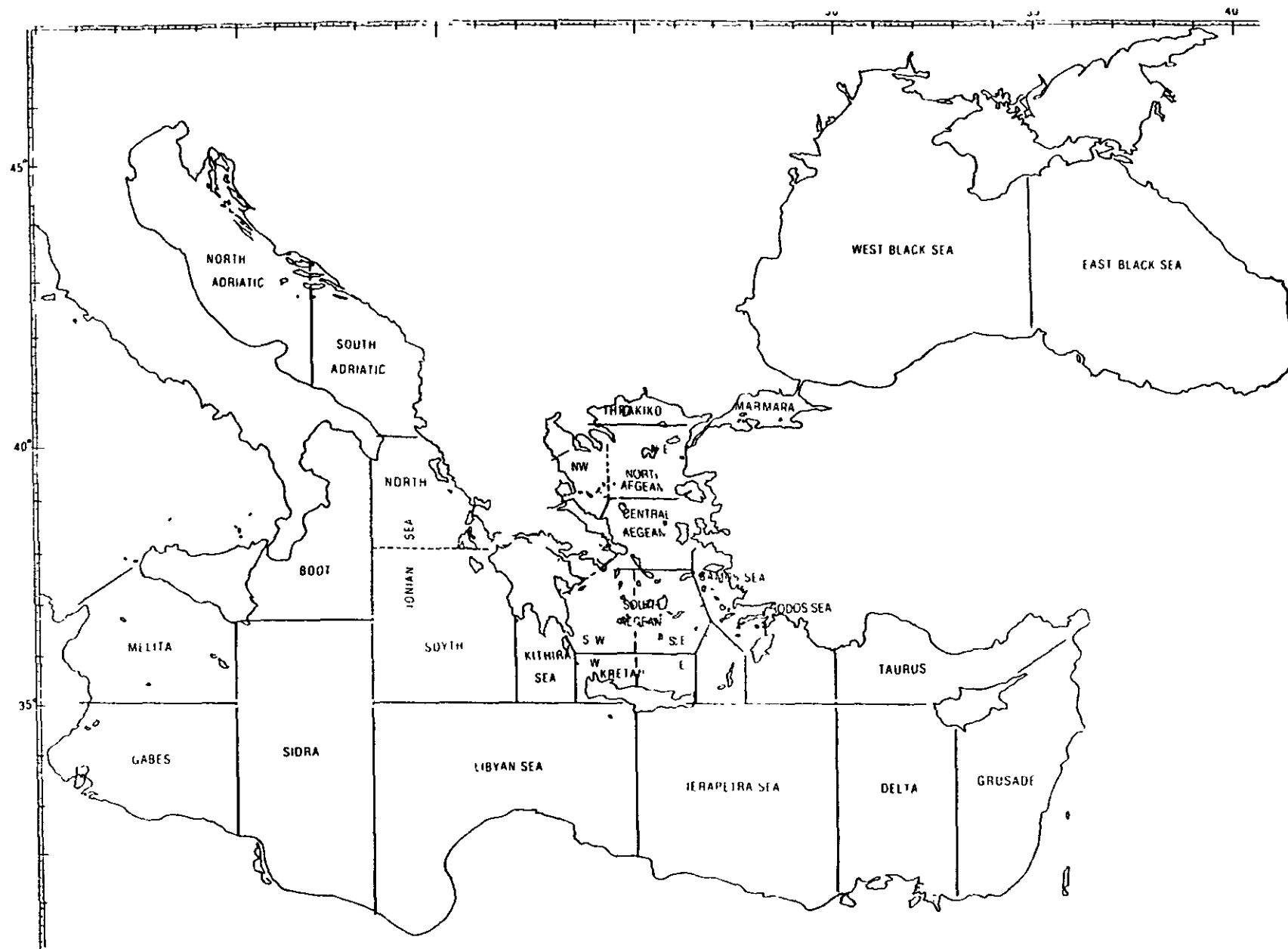


Figura 5. Area de estudio. El mar Mediterráneo oriental

Localización

La península de la Calcídica se encuentra en el centro de la región de Macedonia, en el norte de Grecia. La separa del resto de la región una línea imaginaria que pasa por el cabo Caraburnú, monte Jortiatís, las colinas al Sur de los lagos Langada y Volvi, y las colinas al Sur del Paso Redina. La península principal se divide en otras tres menores: Casandra, Sizonia y Monte Atos.

El archipiélago de las Esporadas está situado en el Egeo Norte. Está constituido por siete islas principales y otras 13 más pequeñas. El Parque Marino Nacional se extiende desde la isla de Alónisos hacia el Este, incluyendo todas las islas e islotes de ese área.

Evía es una gran isla en el Egeo Central separada del continente por un estrecho en su cara sur. Es la segunda isla en tamaño del país, después de Creta.

Jíos se halla también en ese mar, muy próxima a la costa turca y en la misma latitud que Evía.

El archipiélago de Saronicós se encuentra en el Golfo del mismo nombre, bordeado por la costa Sur del Atica y la costa Noreste del Peloponeso. Lo componen cuatro islas y muchos pequeños islotes. La península de Mezana es considerada parte del archipiélago.

El archipiélago de Cícladas posee 25 islas habitadas y 35 deshabitadas. Situadas en el Egeo Sur, entre Evía, el Atica, el Peloponeso, Creta y el archipiélago del Dodecaneso.

Zákintos está en el Jónico Sur, frente al Cabo Oeste del Peloponeso y al Sur de la isla de Kefalonia, que pertenece al Jónico Central.

La República de Croacia posee una longitud de costa de 5 790 Km, perteneciendo 4.012 Km de ella a islas. Existen un total de 1.185 islas, incluyendo pequeños islotes.

El archipiélago dalmata se encuentra en la costa este del mar Adriático, entre las ciudades de Split, al norte, y Dubrovnik, al sur. Lo integran 18 islas y numerosos islotes, existiendo también la larga península de Pelyesac junto a ellas.

Todas ellas son islas montañosas. Las superficies y altitudes máximas de las principales islas croatas exploradas son respectivamente: Kórchula 276 Km² 569 m; Mliet 100 Km² 512 m; Vis 90 Km² 587 m; Lástovo 47 Km² 415 m; Sipan 16 Km² 224 m, Bisevo 6 Km² 239 m; Svetac 4 Km² 316 m.

2. GEOMORFOLOGÍA

La península de la Calcídica es una plataforma geológica inclinada, elevándose de oeste a este. Casandra posee muchas llanuras, Sizonia es más montañosa y el Monte Atos tiene una altura máxima de 2.033 m. La provincia de la Calcídica tiene la mayor línea de costa de la Grecia continental, 500 Km, en una superficie de 2.886 Km² (Papangelos 1982). Aparte de una alta proporción relativa costa/superficie, tiene en común con las islas del Egeo Sur la carencia de ríos.

El relieve de las islas griegas es principalmente montañoso. La mayoría de ellas tienen costas rocosas, con orillas muy sinuosas. Las 19 mayores islas de las Cícladas tienen un perímetro total de 1.632 Km, aproximadamente un 10% del total de costas del país. La superficie total de todo el archipiélago es de 2.527 Km², menos del 2% de la superficie de Grecia. Estas islas son las crestas emergentes de un macizo poco profundo, con menos 200 m en la mayoría de su extensión, constituida principalmente por rocas metamórficas, sobre todo mármol, esquistos y gneis del Paleozoico y Triásico, con diferentes grados de metamorfosis (Vasalos y Yeladalis 1983). Las islas volcánicas de Milos y Santorini constituyen una excepción, pues forman parte del arco volcánico del cuaternario asociado a una placa tectónica, delineado entre Mezana-Evia, en Saronicós y Kos-Nisiros en el Dodecaneso.

Evia y Jíos tienen una historia geológica muy complicada, resultante en una constitución mineral muy variada. Ambas son muy montañosas, abundando los ríos en la primera.

Tanto la isla de Zákintos como las Esporadas están constituidas principalmente por roca caliza del Cretácico. Este tipo de roca se excava fácilmente por la acción del oleaje, permitiendo la formación de abundantes cuevas costeras, si la orientación de los estratos es adecuada. De este mismo material son Anguistri y Poros, en Saronicós así como Iraklia, Esjinusa y Keros, en las Cícladas centrales (Vasalos y Yeladalis 1983).

Todo el archipiélago de Dalmacia se caracteriza por estar constituido por roca caliza. El islote volcánico de Brusnik es una excepción. Sin embargo, la presencia de cuevas formadas por la acción de las olas en la región es escasa, considerando la longitud de costa que se exploró. Esto quizá sea consecuencia de una orientación generalmente horizontal de los estratos, que hace desplomarse la costa excavada. No obstante, esta roca facilita la formación de grutas Kársticas por la acción del agua dulce, lo que posibilita la existencia de cuevas costeras con entradas submarinas.

3. METEOROLOGÍA

El clima de la región mediterránea nororiental es mediterráneo seco, con veranos cálidos y secos e inviernos suaves. El mes más cálido y seco en el Egeo Norte es julio (25,4° C, 22,4 mm; Estación de Skopelos) y el más frío y lluvioso es enero (8,6° C, 144,8 mm). De acuerdo con el servicio Meteorológico Griego, el mes más caluroso en el Egeo Sur es agosto y el más frío enero. Las temperaturas medias del aire para las distintas estaciones en la isla de Milos son: primavera 13,83° C; verano 23,7° C; otoño 19,43° C; invierno 11,73° C. Las precipitaciones en el Egeo Sur son más bajas que en el Egeo Norte (569,4 mm/año en Andros; 469,8 mm/año en Milos), registrándose el pico de precipitación en diciembre y enero. Las precipitaciones de nieve son muy escasas (1,58 días de nieve/año en Milos).

La temperatura superficial del agua en el Egeo es: primavera 19° C; verano 25° C; otoño 19-20° C, invierno 15-16° C (Y Y. 1976).

Las mareas en esta región del Mediterráneo son inapreciables. Así, mediciones tomadas durante 12 años por el Servicio Hidrográfico (Y.Y 1976) en el puerto de Siros, nos dan los siguientes valores promedio de alturas de mareas:

Máximo: 0,32 m

Mínimo: 0,01m

Media: 0,06 m

Variación anual máxima: 1m

El principal patrón de flujo de vientos superficiales (hasta 10 m) en el Mediterráneo oriental es el flujo del noroeste, originado en el noroeste de Europa y, a menor nivel, el flujo continental noreste procedente de Asia Menor (UNEP 1989a), el cual origina en el Egeo una fuerte estabilidad en verano. Es el viento llamado meltemi, que suele soplar casi ininterrumpidamente desde mediados de junio hasta principios de septiembre. El mes con menos vientos en la región es mayo.

Así, por ejemplo, el porcentaje de vientos del norte en Skópelos para el período 1956-82 fue del 18,48%, y el del nordeste fue el 17,58% del total. Lo que es más importante para el estudio de la especie que nos ocupa es que estas direcciones, junto con los componentes noroeste fueron las responsables de todos los vientos de intensidad mayor de 7 Beaufort (Y.Y. 1976).

Algunos datos indicativos del clima de la región dálmata son los siguientes:
Temperatura (enero \ julio). Dubrovnik 9,0 ° C \ 24,7 ° C, Split 7,2 ° C \ 25,8 ° C.
Precipitación (total \ max. & mes): Dubrovnik 1272 mm \ 213 mm en Diciembre; Split 859 mm \ 120 mm. en noviembre.

4. CUBIERTA VEGETAL

La región de la Calcídica y las mayores islas de las Esporadas (Skiazos, Skópelos y Alónisos) están cubiertas por densos bosques perennifolios xerófilos, con predominio de *Pinus halepensis*. Estos bosques se hallan también en las costas de Evia y en las islas de Argosaronikós. Aparecen a veces escasos ejemplares de *Quercus ilex*. En los márgenes y desembocaduras de los ríos de Evia abundan *Platanus orientalis* y *Nerum oleander*. Esta isla tiene gran variedad

de distintos bosques en sus montañas sobre los que no nos extendemos aquí por hallarse alejados de la costa y ser, por tanto, irrelevantes para el estudio que tratamos

Un bosque cultivado común en el Egeo norte y en el Jónico lo constituyen los *Olea europea*. A veces podemos encontrar manchas de bosque abierto de *Quercus macrocarpa*, como por ejemplo en la isla Kea, que podría haber sido introducido por el hombre para la producción de tintes en tiempos clásicos pero, en general, el bosque casi no existe en las islas del Egeo Sur estudiadas.

Común denominador a las tres asociaciones vegetales encontradas en las islas del Egeo (bosque perennifolio xerófilo y montes alto y bajo) es la presencia de *Quercus coccifera*, lo que induce a pensar que podría haber constituido la formación boscosa original de estas islas. Ejemplares de porte arbóreo pueden a veces encontrarse en cañadas inaccesibles al ganado caprino, excesivamente abundante en estas islas.

El norte de Alónisos así como el resto de las islas exploradas en el Egeo están ocupados por monte alto y monte bajo y no son raras las grandes extensiones de roca desnuda producidas por sobrepastoreo. Los arbustos característicos del monte alto junto a *Quercus coccifera* son: *Pistacia lentiscus*, el cual constituye además bosques cultivados por su resina en Jíos, *P. terebinthus*, *Juniperus phoenicea*, *J. oxycedrus*, *J. macrocarpa*, *Arbutus unedo*, *A. adrachne*, *Olea europea*, *Ceratonia siliqua*, y en los fondos de las cañadas *Nerium oleander*, *Rubus spp.*, *Spartium junceum*, *Vitex sp.* y *Erica arborea*. En el monte bajo abunda especialmente *Euphorbia acanthothamnus* y se encuentran también *E. dendroides*, *Phlomis fruticosa*, *Daphne gnidium*, *Cistus spp.*, *Lavatera spp.*, *Genista acanthoclada*, *Thymus capitatus*, *Salvia spp.*, y *Capparis rupestris*. Los tramos arenosos de la costa se encuentran usualmente circundados por *Tamarix spp.* y *Nerium oleander*.

La cubierta vegetal encontrada en las costas dálmatas exploradas es densa e impenetrable aunque muy similar en su composición a la del Egeo Norte, con bosques de *Pinus halepensis* y grandes manchas de monte alto muy denso constituido principalmente por *Arbutus unedo*, *Arbutus adrachne*, *Pistacia lentiscus* y *Quercus coccifera*.

5. DEMOGRAFÍA

Grecia

Según el Servicio Nacional de Estadística Heleno, la densidad de población en la región de las Cícladas era de 37 hab/Km² en 1991, una de las más bajas del país debido a la ola de emigración originada tras la II Guerra Mundial y la guerra civil griega. Esta es una situación bastante representativa de la situación en el resto de las islas griegas. La tendencia migratoria se ralentiza fuertemente en los años 80, cuando la industria turística comienza a ser organizada y a producir ingresos importantes. El fenómeno es desigual para las distintas islas y depende principalmente del grado de desarrollo de las actividades turísticas. Así, en muy pocas islas (por ejemplo, Siros, Míkonos, Paros, Naxos, etc.) verificaron un aumento de sus poblaciones en los últimos años.

La tabla 4 nos da una idea de la evolución demográfica en el archipiélago de las Cícladas y en la zona de Milos-Kímolos, de gran importancia para la foca monje. Obsérvese que en esta última zona la despoblación ha sido más intensa que en el conjunto del archipiélago.

Tabla 4. Situación demográfica de las Islas Cícladas (E.M.A. 1993).

Población	1961	1971	1981	1991
Cícladas	99959	86337	88458	95083
Milos & Kímolos	6332	5593	5343	5042
Tendencia poblacional	1961-71	1971-81	1981-91	1961-91
Cícladas	-13,6	+2,5	+7,5	-4,9
Milos & Kímolos	-11,7	-4,5	-5,6	-20,4

Croacia

Muchas de las islas visitadas fueron áreas militares interrumpidamente desde la II Guerra Mundial hasta su exploración, con credenciales proporcionadas por las Naciones Unidas, durante la Guerra Civil Yugoslava. Este hecho ha permitido una buena preservación del ecosistema terrestre hasta el presente. La densidad poblacional de la región era ya baja durante este período y la supresión por parte de Croacia del carácter militar de la zona ha resultado en un mayor despoblamiento de las islas, pues sus economías se basaban principalmente en los servicios a las tropas asentadas en ellas. El turismo nunca se ha desarrollado debido a los motivos indicados.

La comparación en la tabla 5 de la población presente y máxima de las islas exploradas nos da una indicación cuantitativa de la importancia de este fenómeno de despoblamiento del área.

Tabla 5. Población presente y máximo histórico de las Islas exploradas en Croacia (Gomercic, com. pers.).

Isla	Máximo (año)	1994
Korchula	22350 (1921)	16.143
Lastovo	1730 (1948)	951
Mljet	2086 (1948)	1364
Sipan	1285 (1857)	544
Vis	9830 (1910)	4121
Bisevo	243 (1910)	243
Susac	24 (1953)	8
Glavat	17 (1953)	3
Svetac	64 (1953)	1
Total en todas las islas Croatas	175000 (1921)	117000

C. MATERIAL Y METODOS

1. CARACTERIZACIÓN DE LAS POBLACIONES

Para describir el aspecto externo del animal nos basamos en más de 500 observaciones de individuos obtenidas a distancias menores de 15 m, incluyendo tres ejemplares muertos. Se utilizaron también en el estudio ejemplares naturalizados en museos de Barcelona, Mónaco, Tirana y Atenas.

Se tomaron mediciones de los cráneos de sólo tres focas colectados en Grecia, uno en Santorini y dos en Zakintos, así como de los dos ejemplares saharianos conservados en la Estación Biológica de Doñana. Si bien se observaron ejemplares de varios museos (Funchal, Barcelona, Mónaco, Tirana, Atenas) no fue posible medir sus cráneos por estar estos montados con la piel del animal.

2. DISTRIBUCIÓN Y ESTIMACIÓN DE POBLACIONES

Para obtener datos sobre la presencia de estas focas tan esquivas, además de los datos obtenidos por observación directa se utilizaron entrevistas realizadas a la población local, principalmente a pescadores

Entrevistas

Este método se utilizó en todas las costas visitadas y era el punto de partida para estimar las posibilidades de ocupación de estas zonas para los individuos de la especie. El envío de encuestas por correo a pescadores, utilizado por muchos autores en el pasado no se empleó, pues es un método subjetivo con el que no se puede evaluar la veracidad de los datos obtenidos; datos especialmente sensibles a distorsión en este caso, por tratarse una especie con implicaciones económicas en la industria pesquera.

En cada isla se visitaba cada puerto frecuentado por pescadores y se entrevistaba a todos ellos, en los puertos pequeños, y al mayor número posible en los puertos principales. Se cuidaba de entrevistar también al presidente de la

cooperativa de pescadores, allí donde la hubiere, así como a los más viejos incluso si ya no estaban activos.

Las entrevistas se hacían también a otros residentes, especialmente a los buceadores y a aquellos interesados con el medio ambiente. Asimismo, se colectó información de todas las bases de buceo en las regiones estudiadas, así como del personal de la policía de puertos.

Todas las entrevistas eran hechas personalmente, cuidándose de no registrar información sobre hechos que no hubiesen sido presenciados por el entrevistado en persona, salvo rarísimas excepciones claramente justificadas (ej. datos posteriormente comprobables por nosotros). Se cuidaba especialmente el no dar información al entrevistado sobre datos ya obtenidos, tanto para no influir la información colectada de él, como para no crear un riesgo adicional para la especie.

Toda la información obtenida se almacenaba en fichas individuales para cada entrevistado (Figura 6). Las entrevistas incluían preguntas acerca de las áreas frecuentadas por las focas, localización de cuevas, observaciones concretas de individuos, daños a las redes, nacimientos, muertes, datos históricos, etc.

Cuando la descripción detallada de un animal era posible se efectuaba un dibujo y se le pedía al entrevistado que confirmara las similitudes. Debe mencionarse que las descripciones tanto de color como de tamaño son muy subjetivas. Cuando se obtenían datos sobre tamaño se pedía al informante que indicara sobre el suelo el tamaño del animal con el fin de evitar malentendidos sobre su estima.

Las clases de edad se asignaron de acuerdo a estos tamaños:

Cría o cachorro: alrededor de 1m de longitud total. Color negro

Joven del año: menos de 1,5 m de longitud total. Color gris o plata

Juvenil. entre 1,5 m y 2 m de longitud total

Adulto: más de 2 m de longitud total

Adulto grande o de edad: más de 2,5 m de longitud total

Las descripciones de focas concretas obtenidas de diferentes personas se contrastaron para estimar el mínimo número de focas frecuentando una zona

determinada. Un inconveniente es que el color de una foca puede parecer diferente bajo diferentes condiciones de iluminación (sol, atardecer...) o si su pelaje está mojado o seco. Otro problema es que aún se desconoce el área de campeo de esta especie. Consecuentemente, un mismo individuo puede ser contado más de una vez en zonas distantes. Por el contrario, muchas focas pueden parecer externamente iguales, censándose como una sola. El color habitual de la especie es gris de tono medio dorsalmente y claro ventralmente, así como gris oscuro o negro con mancha ventral blanca. En consecuencia, en ausencia de datos conspicuos sobre cicatrices o grupos de focas, la población de una isla es usualmente subestimada, pero debido a la escasez de individuos este resultado se considera más próximo al valor real que una sobreestima obtenible sin usar estos criterios.

Cuando se citaban animales similares que no habían sido vistos juntos se seguían los siguientes criterios:

Animales de tamaño similar y diferentes tonos del mismo color observados en un área se consideran el mismo.

Focas grises oscuras o marrón oscuras pueden ser citadas como negras debido a la luz. Animales descritos con estos colores se consideran el mismo y no se les asigna el color negro (machos adultos) mientras haya duda.

Una foca citada como gris puede ser la misma que otra marrón si las citas difieren mucho en la fecha de avistamiento. Se las considera entonces la misma.

La vaga descripción de un individuo es asignada a otra más detallada cuando sus características lo permiten.

Focas similares descritas en islas conectadas por la línea isobatial de 50 m o con costas a menos de 5 mn de distancia se consideran el mismo individuo.

Las crías no se consideran en la estima poblacional, sino que se cuentan aparte.

ΔΕΛΤΙΟ ΕΜΦΑΝΙΣΗΣ ΦΩΚΙΑΣ

Όταν βλέπετε φωκία προσπαθήστε να συγκρατήσετε στο μυαλό σας τη παρακάτω σημεία και καταγράψτε τα όσο το δυνατόν πιο γρήγορα. Εάν υπάρχουν μερικές φωκίες μαζί σημειώστε πώς και συμπληρώστε ένα δελτίο για την κάθε μία.

ΧΡΟΝΟΣ Σημειώστε την ημερομηνία και την ώρα που είδατε τη φωκία καθώς και την ώρα που σταματήσατε να τη βλέπετε.

ΜΕΓΕΘΟΣ Υπολογίστε το μέγεθος της φωκίας κατά προσέγγιση. Ένας εύκολος τρόπος είναι να το συγκρίνετε με το σώμα σας ή το σκάφος σας κ. λ. π.

ΧΡΩΜΑΤΙΣΜΟΣ Σημειώστε επάνω στο σχήμα το χρώμα (ή τα χρώματα) της φωκίας και σημειώστε τα υπόλοιπα στην αντίστοιχη.

ΣΥΜΠΕΡΙΦΟΡΑ Καταγράψτε τις κινήσεις του ζώου και τους ήχους που τυχόν έβγαζε.

ΤΟΠΟΘΕΣΙΑ Σημειώστε την τοποθεσία που την είδατε. Εάν ήταν στην περιοχή που φαίνεται στο χάρτη υποδείξτε την ακριβή τοποθεσία με ένα βέλος.

ΑΠΟΣΤΑΣΗ Σε ποιά απόσταση βρισκόσασταν από το ζώο.

ΚΑΤΑΓΡΑΨΤΕ ΟΤΙΑΝΠΟΤΕ ΑΛΛΟ ΣΑΣ ΕΚΑΝΕ ΕΝΤΥΠΩΣΗ

ΠΑΡΑΚΑΛΟΥΜΕ ΣΤΕΙΛΤΕ ΜΑΣ ΑΥΤΟ ΤΟ ΔΕΛΤΙΟ ΣΤΗΝ ΠΑΡΑΠΑΝΩ ΔΙΕΥΘΥΝΣΗ

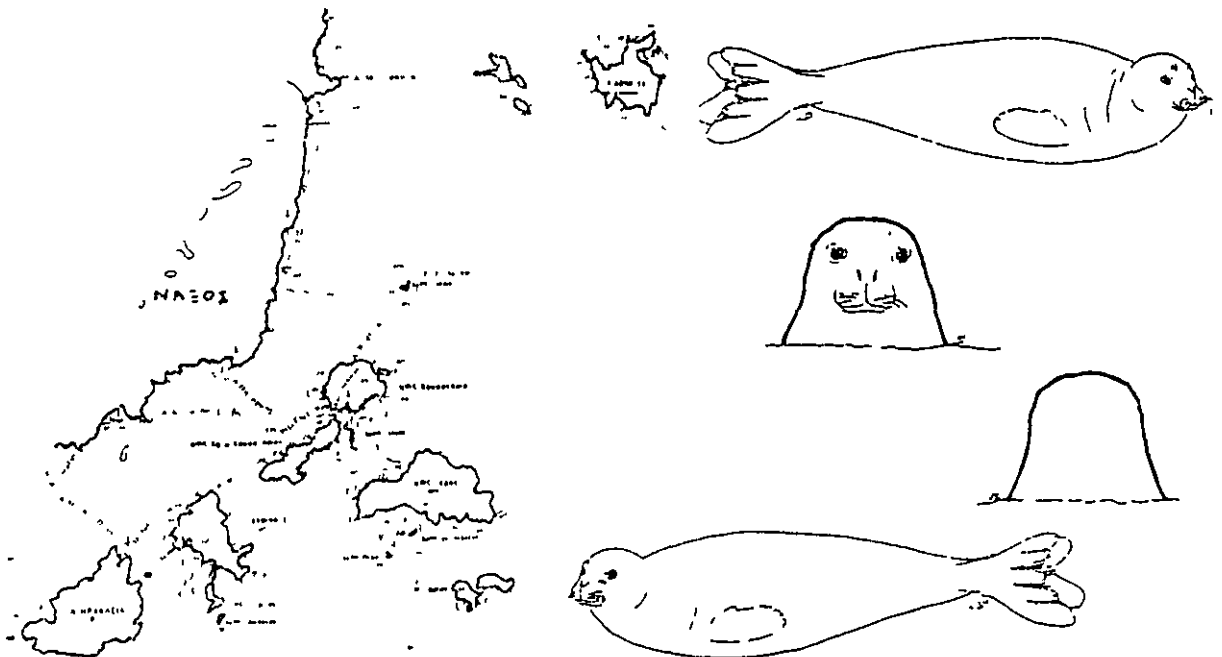


Figura 6. Hoja de entrevistas utilizada para obtener datos sobre avistamientos de focas.

Observación directa

Las focas fueron observadas en la mayoría de los casos dentro de sus cuevas, durante la realización de las exploraciones y seguimiento de hábitat terrestre; y en los alrededores de las cuevas de cría durante la época de partos.

Cada vez que se observaba una foca se rellenaba una ficha en la que se registraba la hora del primero y el último contactos visuales, su tamaño estimado, nuestra distancia mínima a ella, su posición y movimientos, y se describían los sonidos emitidos. Su color, diseños y cicatrices eran registrados en un dibujo de foca (Figura 7) equivalente a los usados por Marchessaux (1989b) en el Sahara. Estos datos se anotaban siempre inmediatamente después de finalizar el encuentro con la foca, nada más regresar al barco y antes de continuar las prospecciones de otras cuevas. Se hacía también una descripción exhaustiva del comportamiento del animal o animales observados.

El tamaño aproximado del individuo se consideró fiable sólo cuando la foca se observaba a menos de 5 m ó cuando su tamaño se pudo comparar con dos puntos de referencia (rocas, huellas, etc...) posteriormente medibles. Se tuvieron en cuenta los siguientes factores que pueden influir el aspecto de una foca. muda, edad, cicatrices nuevas, pelaje seco o húmedo, condiciones de iluminación, marcas temporales producidas por pedazos de hierba marina o por petróleo en el pelaje.

En todas las observaciones se dió absoluta prioridad a no molestar a la especie, por lo que cuando se encontraba una foca en una cueva se intentaba memorizar lo más rápidamente posible el máximo de información y, a no ser que fuera claro que el animal no podía percatarse de nuestra presencia, se abandonaba la cueva.

No se tocó a ningún animal. Las crías de la especie han sido capturadas, medidas y pesadas en el pasado por otros autores, sin que haya habido ninguna evaluación seria de la posibilidad de rotura del lazo materno-filial. En la región donde estas acciones se llevan a cabo se han registrado entre 1990 y 1995 al menos ocho casos de crías consideradas como huérfanas, llevadas a un centro de recuperación localizado en Alónisos, islas Esporadas. En el mismo período no se encontró ninguna cría abandonada en las regiones estudiadas por nosotros.

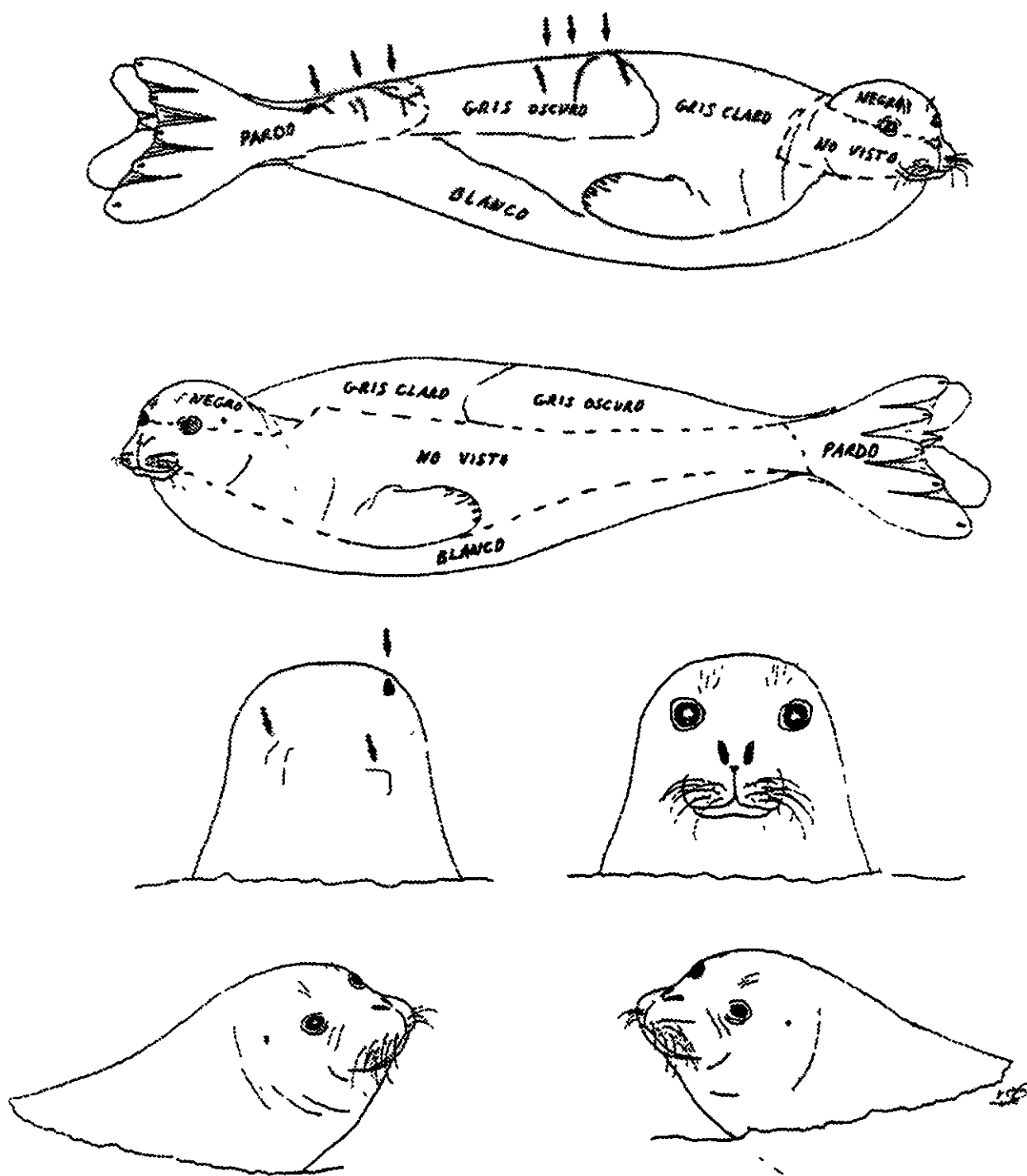


Figura 7. Dibujo utilizado para registrar marcas individuales de distintas focas

Esto quizá impidió la colecta de bastante información, pero no de la más necesaria en esta fase de estudio, y se consideró como un criterio inviolable para trabajar con esta especie amenazada de extinción, en una época en la que los conocimientos publicados sobre su comportamiento y uso del hábitat son prácticamente nulos.

Descripción y cartografiado del hábitat ocupado por la especie

Esta parte de la investigación fue con gran diferencia la que más esfuerzo de tiempo requirió, y se realizó en muy distintos períodos y regiones

Se hicieron exploraciones incluyendo localización y cartografiado de cuevas en cuatro zonas principales: Península de la Calcídica, Zákintos, y archipiélago de las Cícladas en Grecia. Archipiélago de Dalmacia en Croacia.

Los únicos medios materiales existentes en la Calcídica eran prismáticos 8x40 y un equipo de buceo a pulmón libre. La región se exploró entre septiembre y octubre de 1990. Para localizar entradas de cuevas se utilizaron pequeños barcos de línea y también se alquiló una lancha para hacer un rápido registro de un día de duración. Los puntos más interesantes se exploraron andando y a nado. Los distintos métodos utilizados se reflejan en la figura 8.

En Zákintos se dispuso en los primeros meses de estudio de una lancha neumática Avon de 4,5 m de eslora equipada con un motor fuera borda Evinrude 30Hp. Posteriormente se sustituyó por una lancha semirrígida Avon de 4m de eslora equipada con un motor fuera borda Evinrude 25Hp que permitía navegar con peor oleaje.

Esta isla tenía la ventaja de haber sido ya explorada por Harwood et al (1984), y por nuestra colega Vlachoutsikou (1989) con lo que existía una idea inicial sobre localización de muchas cuevas, aunque no existieran planos de estas.

Las cuevas del Noroeste y el Noreste de Zákintos se exploraron en el verano de 1991 y se cartografiaron entre dicha fecha y el verano de 1993. Se cartografiaron cuevas ya conocidas de la isla (cara Suroeste y península Sur de la isla, localizadas previamente por otros autores) en el otoño de 1991.

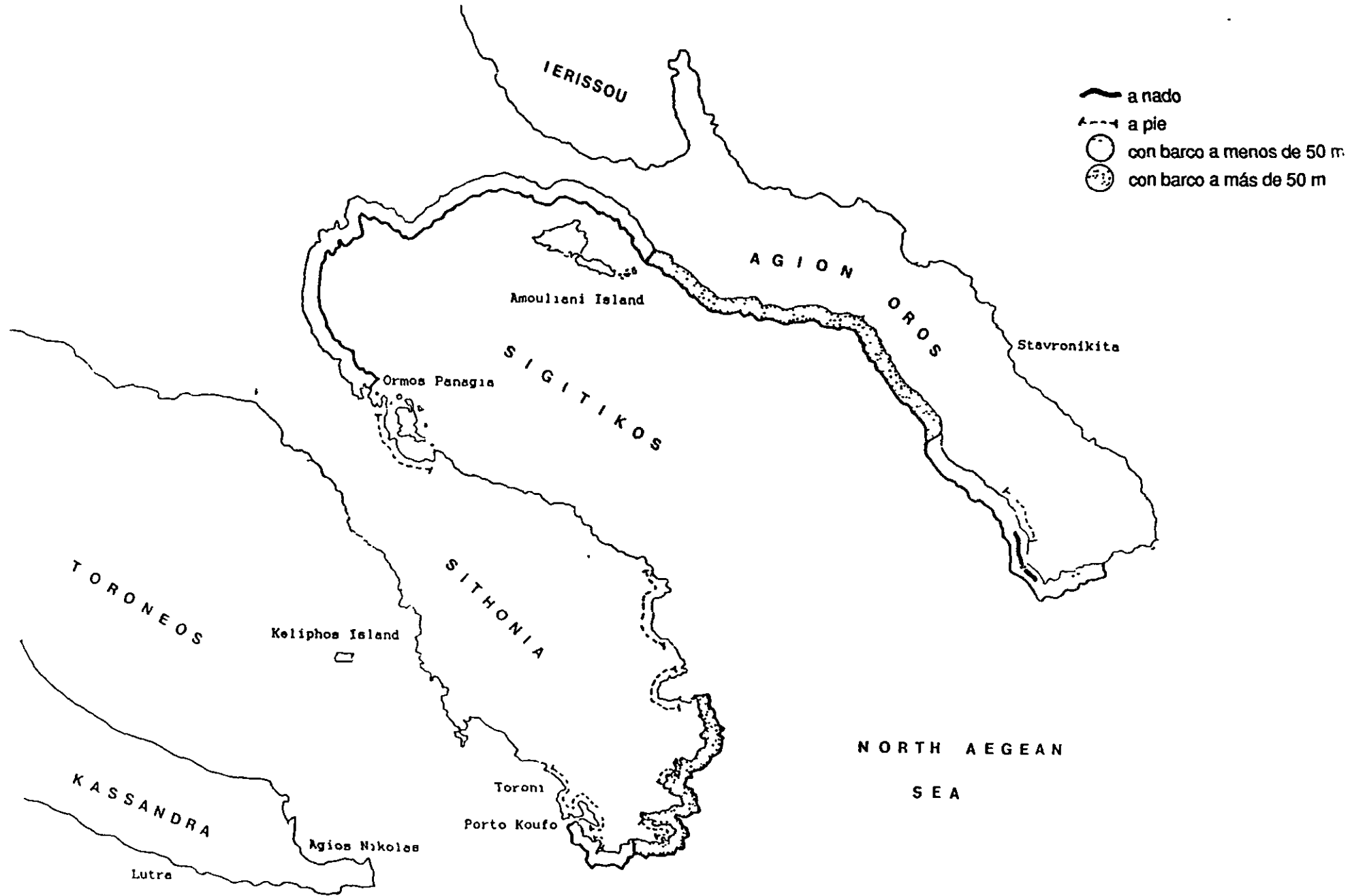


Figura 8. Métodos de prospección y áreas exploradas en la Calcídica.

Las cuevas de las islas Cícladas se localizaron y exploraron en varias fases.

En la primavera de 1992 se exploraron totalmente las islas de Folegandros, Sikinos, Círasí, Anafí, Antíparos, Despoticó y Polyegos; y parcialmente Santorini, Paros, Milos y Kímolos. También se exploraron los islotes Estronguiló, Cardiótisa, Calóyeros, Pajía, Makrá, Piperi, Serfopula, Kameni y Cristianá. Para ello se utilizó el velero Itaca, un barco de acero de 10,25 m de eslora y 11 Tm de desplazamiento equipado con un motor de 40 Hp, complementado con una lancha neumática Zodiac de 2,15 m sin motor.

En la primavera de 1993 se exploraron totalmente las islas de Míconos, Amorgós y los islotes Tragonisi, Nicuriá y Grambusa. También se exploraron parcialmente Andros y Tinos. La labor se efectuó con el velero Billitis, un barco de poliéster de 9,3 m de eslora y 6 Tm de desplazamiento equipado con un motor de 16Hp, complementado por una lancha neumática Lodestar de 2,4m de eslora equipada con un fuera borda Evinrude de 6Hp. A partir de estas fechas se contó también con dos equipos de inmersión autónoma y un ordenador portátil.

Entre la primavera y el otoño de 1994 se completó la exploración de las islas de Andros, Tinos, Milos y Kímolos y se exploraron las islas de Rínia, Donusa, Pano y Cato Cufonisi, Keros, Esjinusa, Irakliá y Naxos, así como los islotes Dilos, Ojtapodi, Mácares, Kopriá, Glaronisi, Antikeros y Argilós. para este estudio se utilizó la lancha semirrígida Maestral "Elcano", de 5,2 m de eslora, equipada con un fuera borda Honda 45Hp de cuatro tiempos (baja emisión de ruido) y un motor auxiliar Tomos de 15Hp.

El estado de la exploración tras estas fases se muestra en la figura 9.

El otoño de 1995 se dedicó a la exploración del archipiélago de Dalmacia, en Croacia. Para esta investigación se utilizó el yate Itaka, con su lancha Zodiac equipada con un motor Tomos de 4Hp. Los equipos de inmersión autónoma no fueron autorizados por ser material de posible uso militar. Se exploraron las islas de Vis, Kórchula, Lástovo, Mliet y Sipan, así como los islotes Svetac, Bisevo, Susac, Lastovski, Palagruza y la península de Pelyesac. La figura 10 muestra las costas exploradas en el Adriático.



Figura 9. Areas de la costa exploradas en el archipiélago de Cícladas entre 1992 y 1994.

Para la exploración de todas las regiones arriba indicadas se utilizaron mapas náuticos (E 1:150.000 y 1:250.000 para Grecia, E 1:100.000 para Croacia) y mapas geológicos (E 1 50.000 para Grecia, E 1:100.000 para Croacia) En Grecia se usaron también mapas militares E 1:50.000. Los mapas geológicos eran especialmente útiles, pues muestran las fallas costeras y las zonas calizas y volcánicas, factores todos ellos que facilitan la formación de cuevas.

Las islas fueron navegadas por la costa a una distancia entre 1 y 50 m, dependiendo del fondo marino, buscando cuevas o rendijas y utilizándose prismáticos cuando era necesario. Todas las aberturas encontradas fueron comprobadas buceando en superficie. Los equipos de inmersión se utilizaron sólo en las zonas donde existía o bien información específica o bien sospechas de la existencia de entradas submarinas.

La entrada a las cuevas se efectuaba siempre a nado, sin introducir la lancha aunque esta cupiese, pues las primeras exploraciones en Zákintos demostraron que de existir una foca dentro ésta era más fácilmente molestada si nos veía sobre la superficie del agua. La barca se dejaba lo más lejos posible y se entraba a la cueva nadando pegado a una de las paredes de la galería para evitar cerrarle el paso a una hipotética foca, cuya existencia en el interior se daba siempre por segura hasta haber comprobado absolutamente toda la cueva.

Cada vez que se descubría una cueva con playa en su interior se efectuaba un plano dentro de ella, en papel transportado en un bote hermético. Las medidas se tomaban ayudados por una cinta de fibra de vidrio de 10 m y una brújula sumergible y se registraban la composición del sustrato y de la playa así como el ángulo de exposición de la línea de playa y de la entrada a la cueva, grado de iluminación, visibilidad del exterior desde la orilla, etc. El dibujo era rehecho posteriormente sobre papel milimetrado y siempre que fue posible se volvió con él a la cueva para rectificar detalles. Esto no fue posible en Croacia y en las zonas de Cicladas no sometidas a control periódico.

La altura de los techos más altos de 2,5 m fueron estimadas, pues no era posible medirlas. Cuando una roca o zona de la cueva no era accesible a las focas se simbolizaba este hecho en el dibujo mediante un rallado sobre esa zona. Las

localizaciones dentro de las cuevas (izquierda, derecha...) son siempre indicadas considerando que se está mirando desde la entrada hacia el fondo

La iluminación de las cuevas fue considerada con arreglo a la siguiente escala:

1. Oscuridad total o penumbra: La percepción visual humana o bien es nula o bien se halla en su umbral y apenas se perciben formas.
2. Sombra. Se perciben formas pero es necesario usar la linterna para moverse o para rastrear en busca de huellas.
3. Luz: No es necesaria la linterna. La playa puede estar incluso expuesta a rayos directos del sol.

Cuevas en playas no precedidas de un pasaje acuático o con playas menores de 2 m de profundo y altamente expuestas a la acción de las olas no fueron registradas, salvo en el caso de Zákintos, donde cuevas aparentemente no adecuadas para la especie se registraron para comprobar posteriormente si esto era efectivamente cierto.

Para poder relocalizar la cueva, aparte de señalar su posición en el mapa se fotografiaba su entrada y hasta 1993 se registraban en video ésta y sus alrededores. Tras el robo del equipo de video en la primavera de 1994 se utilizó un receptor de satélites del Sistema de Posicionamiento Global (G.P.S.) Magellan DGPS Nav 1000 Pro, que permitía relocalizar la cueva con una diferencia de posición de escasos metros.

Toda evidencia de presencia de focas encontrada en cada cueva (huellas, pelos, excrementos) se registraba y se conservaba cuando era posible.

Aparte de las exploraciones efectuadas, se obtuvo información adicional de la población local sobre el hábitat de la especie en más islas y costas de Grecia. Esta información es especialmente valiosa para reconocer los puntos en que la especie se reproduce, hecho que pudo ser contrastado en las islas en que además se hizo exploración por mar.

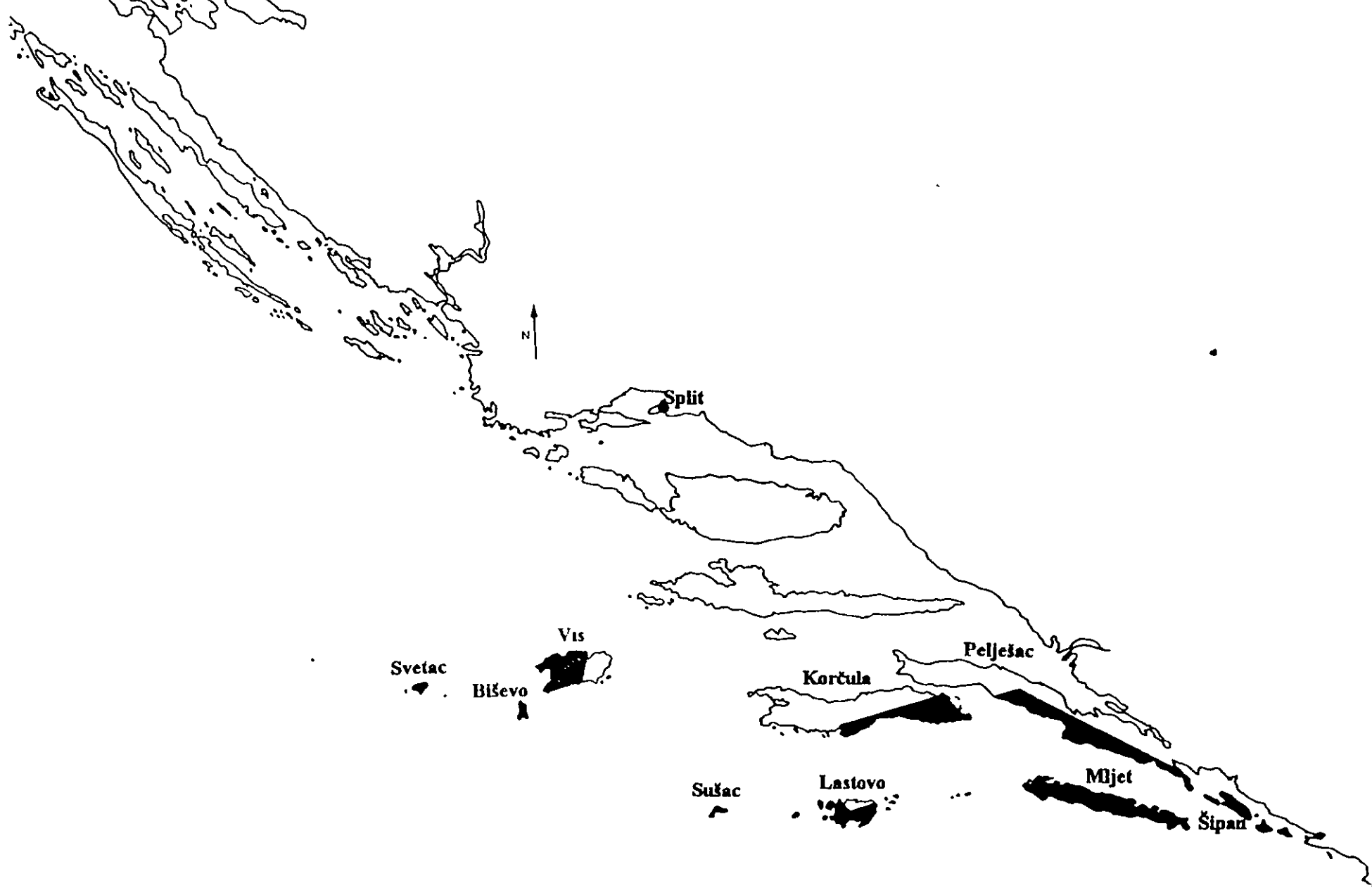


Figura 10. Areas de la costa exploradas en el archipiélago de Dalmacia en 1995.

3. CICLOS BIOLÓGICOS

Para estudiar la época de muda se colectaron ovillos de pelo de foca hallados durante la exploración de cuevas. Estos ovillos se formaban gracias a la exfoliación de la capa exterior de la epidermis junto con el pelo en esta especie. Los ovillos se conservaban en botes de plástico.

Los datos sobre el ciclo reproductivo se obtuvieron mediante observación directa de las actividades de los individuos a lo largo del año, incluyendo registros de nacimientos. Estos se complementaron con informes fiables de colaboradores. En tales casos se concreta en el texto o las figuras la naturaleza de esos datos.

Para averiguar la edad a la que se alcanza la madurez sexual se recurrió al corte de dientes y lectura de anillos de crecimiento formados en ellos, de ejemplares subadultos. Los dientes se embebieron en retina y se cortaron, tanto transversal como longitudinalmente, con un microtomo Struers.

Capas finas de 0,2 mm fueron estrechadas aún más con el uso de lija muy fina y descalcificadas parcialmente con ácido fórmico durante 30 minutos. Después se aclararon y fijaron con alcohol al 70%. Algunas muestras se tñieron con hematoxilina de Mayer durante 12 minutos, aclaradas en agua, fijadas con alcohol de 70% y aclaradas de nuevo. Las muestras obtenidas fueron examinadas con luz transmitida en un a lupa Wild (6.3 X 32).

4. RECURSOS TRÓFICOS

Para aproximarnos al conocimiento de los recursos tróficos accesibles a la especie se estudiaron: las circunstancias, magnitud y diversidad de las pesquerías en el país, dentro de las posibilidades proporcionadas por los escasos datos oficiales disponibles, la situación existente en el campo de la conservación de estos recursos (actividades pesqueras ilegales); y la situación de las pesquerías costeras en el parque marítimo de las Esporadas, en el mar Egeo.

El estudio de la situación general de las pesquerías está enormemente condicionado por el hecho de que no existe hasta el presente en el país una recolección correcta y metódica de datos referentes a estas actividades. La debilidad de los datos sobre la pesca colectados por los diferentes sistemas nacionales (hay tres y ninguno es lo bastante metódico) no permite ni el manejo de los recursos marinos del país ni el diseño de una política pesquera correcta (Papaconstantinou 1992).

Algunos de los mayores problemas encontrados en esos datos son la parcialidad de las capturas registradas y el gran número de licencias de pesca profesionales en manos de personas que ni siquiera pescan como aficionados, especialmente en las pesquerías costeras.

La pesca desembarcada en las nueve lonjas autorizadas en el país constituye sólo una fracción del total desembarcado. Se estima que en 1984 constituyó sólo el 30% del total, en las siete lonjas existentes entonces (Bousbouras 1985).

La información referente a las capturas obtenidas por pesqueros "amateur", que frecuentemente sobrepasa en número a las profesionales, no se registra. Tampoco existe un registro de la pesca colectada por barcos profesionales con motores de potencia inferior a 20Hp. Se estimaba que estos barcos eran alrededor de 12 000 en 1989 y su captura anual de unas 28 000 Tm (Stergiou 1989).

Además, el registro de capturas no es siempre mantenido por especies sino que es ordenado en categorías artificiales relacionadas con el precio del pescado, llamadas clases A, B, C y D.

Estos factores impiden la estimación de las tendencias de los diferentes bancos de pesca, pues las capturas de las diferentes especies, e incluso la captura total, no pueden ser correctamente transformados a capturas por unidad de esfuerzo (CPUE-Catch Per Unit Effort).

En consecuencia, la información oficial utilizada en este estudio debe ser tomada con mucha precaución y sólo como una indicación de la situación global de las pesquerías griegas. Esta misma razón nos impide aventurarnos a utilizar estos

datos para analizar las pesquerías de áreas más concretas, como el Egeo Norte o el archipiélago de Cicladas.

Se prefirió utilizar datos del Banco Agrícola de Grecia, pues son los que incluyen la muestra de capturas más amplia. La falta de datos para algunos períodos y/o categorías no fueron suplementados a partir de otras fuentes pues no pueden considerarse equivalentes.

Aparte de los datos referentes a capturas, se recogió también información de este banco sobre la estructura de las pesquerías y sus problemas en el archipiélago de las Cicladas. El estudio se complementó con información procedente de las Intendencias de Pesca de la región, con base en Syros y Naxos, la Dirección de Planificación Ambiental perteneciente al Ministerio de Medio Ambiente; los representantes de las asociaciones de pescadores; así como informaciones procedentes de los últimos y de particulares sobre actividades pesqueras ilegales en la región.

Afortunadamente, una muestra tremendamente representativa de las pesquerías costeras tradicionales de Grecia, el Parque Marítimo de las Esporadas, pudo ser utilizada para analizar la situación de su banco de pesca y cómo pueden afectarle las actividades ilegales. Ello es debido a que el parque posee una de las escasas cooperativas de pesca reales del país (hay muchas otras creadas por diversos motivos que en la práctica no funcionan como tales).

La cooperativa, por su propio interés, llevó un registro detallado de capturas desde su creación en 1985 hasta el final de 1992, cuando por motivos explicados más abajo dicho registro dejó de llevarse con exactitud. Posiblemente no existe ningún otro registro similar de las pesquerías tradicionales de Grecia. En ese período el Parque dispuso temporalmente de una guardería contra la pesca ilegal, cuyo efecto pudo ser contrastado en el estudio.

Para la investigación se utilizaron las capturas diarias de todos los pesqueros pertenecientes a la cooperativa entre 1985 y 1992, ambos incluidos. Se seleccionó este intervalo porque garantizaba las condiciones necesarias para calcular el esfuerzo de captura. Antes de ese período, la cooperativa no estaba aún lo bastante consolidada, con las consecuencias que ello podía producir en el

registro y comercialización común de las capturas. Después de 1992, como consecuencia de la reducción de las capturas, los pescadores comenzaron a vender la pesca por su cuenta en un intento de obtener mayores ingresos de ellas. Este hecho, aparte de disminuir aún más sus ingresos, produjo que los nuevos datos de capturas en el registro de la cooperativa se hicieran parciales (un mismo pescador podía vender el pescado barato a la cooperativa e intentar vender el caro por su cuenta).

Todos los datos seleccionados fueron agrupados por meses, separados por especies y procesados considerando el número de pesqueros involucrados en esa captura para obtener la CPUE, haciendo los datos de capturas comparables entre sí.

Con respecto al esfuerzo de captura se debe señalar lo siguiente: la unidad de esfuerzo en este estudio es el pesquero costero estandar. Después de muestrear la flota estudiada este tipo de pesquero se define como un barco de madera de 10 m de eslora, equipado con un motor diesel de 40Hp (la potencia de casi todos los motores utilizados oscila entre 30Hp y 50Hp). Se utilizaron redes con un total de 1500-2500 brazas de longitud a lo largo del período de estudio. La menor longitud debe considerarse como la utilizada a lo largo de los primeros años, mientras que el segundo valor se acerca más al utilizado en los últimos años. Esto significa que un hipotético ligero aumento de las capturas en los últimos años podría en parte ser debido al aumento cuantitativo en el paño de red usado.

Existe una ligera diferencia entre la captura obtenida y la pesca desembarcada. Pero esta diferencia es mínima y afecta principalmente a peces de bajo precio o rotos, consumidos por las tripulaciones y especies usadas para cebar anzuelos (*Scomber spp.*, *Trachurus spp.*, *Sepia spp.*). Estos pescadores normalmente no tiran al mar mas que los Lophidae y los Rajidae. En consecuencia, pesca desembarcada es sinónimo de capturas en este trabajo.

Las capturas registradas, lógicamente difieren entre las salidas de uno o tres días efectuadas por esta flota, pero el efecto es neutralizado por el hecho de que todos los pesqueros profesionales alternan ambas jornadas de pesca, y los datos procesados se han agrupado en intervalos de un mes

Los datos fueron procesados en *strata* cronológicos mensuales (Papaconstantinou 1990) con vistas a neutralizar las oscilaciones fenológicas naturales, producidas anualmente en las capturas por todas las especies. Como las capturas realizadas durante un mes pueden teóricamente afectar la captura del siguiente mes, el criterio de independencia dentro de la muestra de cada año no se cumple. Por ello, se escogió el test no paramétrico para muestras emparejadas Ts para el análisis de la varianza. Las especies que contribuían en menos de un 1% a la captura total de la flota no fueron analizadas.

Para aproximarnos al conocimiento de la alimentación de la foca monje mediterránea sólo fue posible analizar el estómago de un individuo macho subadulto. El estómago fue extraído tres días después de la muerte del animal e inmediatamente relleno y sumergido en formol 10%, pues no fue posible congelarlo para parar la digestión del contenido. El análisis macroscópico de este fue realizado dos días más tarde. los restos desmenuzados fueron conservados en formol durante dos años. Dichos restos fueron filtrados en una batería de filtros de 5,6 / 4 / 2,8 / 1 / 0,355 mm de malla hasta obtener tanto parásitos como restos duros limpios (huesos, otolitos, etc).

Se colectaron además excrementos de la especie durante las visitas periódicas a las cuevas. Las muestras de excrementos eran conservadas en botes de plástico no herméticos para facilitar su secado y almacenadas hasta su análisis con el fin de intentar la identificación de especies consumidas.

Para filtrar estas muestras se probó la fórmula de emulsión de excrementos dada por Treacy y Crawford (1981), consistente en 10 partes de alcohol etílico (96°), 3 partes de agua, y 1 parte de solución de carboxi-metil-celulosa (0,4%). Las muestras debían diluirse en un máximo de 16 horas, pero tras 32 horas expuestas a la solución ninguna de las 7 muestras testadas experimentó cambios. Se decidió probar con una solución de agua oxigenada al 10 % y tanto esas muestras como las no testadas antes se emulsionaron perfectamente en 15 minutos, por lo que se decidió aplicar este nuevo método.

Las muestras emulsionadas se filtraron en una batería de filtros de 1 / 0,71 / 0,355 mm de malla para la posterior identificación de los restos duros retenidos.

5. RELACIONES INTERESPECÍFICAS

Para el estudio del solapamiento con otros mamíferos marinos, se utilizan observaciones colectadas desde comienzos del verano de 1990 hasta el fin del verano de 1993

Los datos de avistamientos fueron obtenidos por tres medios:

- Observaciones directas del autor desde costa, velero y ferry.
- Entrevistas a pescadores en las que se muestran dibujos de identificación para las diferentes especies.
- Distribución de una ficha de identificación, siguiendo el estándar de la Comisión Internacional para la Exploración Científica del Mediterráneo (CIESM), enviada a la guardacostas de todos los puertos griegos, así como a toda persona relacionada con el mar interesada en contribuir.

Las localizaciones de las diferentes especies fueron trazadas sobre cartas marinas de la Armada de Grecia a escala 1:250.000. La máxima profundidad del fondo y distancia del avistamiento a la costa fueron estimados sobre estos mapas, estando pues los datos condicionados a la exactitud de las líneas isobáticas y a la localización tomada por el manno.

También debe ser considerada la posibilidad de identificación errónea de ciertos ejemplares por colaboradores aficionados, principalmente de los delfines, los cuales son difíciles de diferenciar en mar abierto. Este método de estudio de los cetáceos tiene tanto detractores (Zanardelli, Notarbartolo di Sciara and Acquarone 1992) como seguidores (Heimlich-Boran 1993), pero es sin duda el único posible para obtener información inicial sobre un área desconocida de la extensión de Grecia sin una descomunal inversión económica y de medios

Con vista a reducir al máximo las identificaciones erróneas un total de 48 avistamientos de delfines considerados dudosos no fueron utilizados en el estudio. Zanardelli et al (1992) verificaron un 68,7% de identificaciones correctas en su estudio tras un cierto entrenamiento de los participantes. En este estudio no hubo un entrenamiento de observadores, por lo que la diferenciación entre delfines

común y listado, que son especies muy parecidas para un profano, debe considerarse con mucha precaución. Por ello hemos tratado los individuos dudosos por separado en el apartado de distribución espacial, considerándolos como posibles delfines listados, la especie más abundante.

Los datos sobre individuos enfermos avistados en las costas no han sido considerados para no desvirtuar la imagen de distribución real de animales vivos.

La competencia entre la foca y el hombre se evaluó registrando tanto las influencias negativas de la especie en las actividades humanas como lo contrario.

Así, para el primer punto, se calculó la frecuencia de roturas de redes producidas por las focas para coger peces de estas lo que se hizo registrando las salidas al mar de pesqueros seleccionados en los puertos de Limni Kenú y Ayios Sostis, en Zákintos durante 30 meses, desde el otoño de 1990 hasta el verano de 1993 ambos incluidos.

Se anotaban los puntos de la costa donde se situaban los trasmallos y la existencia o no de daños producidos por delfines o focas. Para calcular la frecuencia de daños por salidas y relacionar la localización geográfica de los daños con el esfuerzo de pesca se utilizaron sólo los datos procedentes de pesqueros para los cuales se conocía toda la información del esfuerzo de pesca para más del 50% de los días de ese mes (para esos días estaban registradas todas las salidas, todos los puntos donde se echaron redes y todos los daños producidos).

Para evaluar en qué grado la foca es el chivo expiatorio de los daños producidos por delfines en las redes se estudió también la frecuencia de rotura de redes en el mismo área por parte de estos.

Los resultados de las roturas de redes fueron pasados a una tabla de contingencia y analizados por medio de un test de la G, para dilucidar su relación espacial con la localización de las cuevas habitadas más cercanas.

Para dilucidar el impacto del hombre sobre las poblaciones de foca monje, se registró tanto la actividad de las embarcaciones presentes en el hábitat como las

muerter de focas producidas por la industria pesquera, bien indirectamente (ahogamiento en redes), bien directamente (matanza a manos de pescadores)

El tráfico marítimo se registró en paralelo con las actividades de verificación de uso de cuevas en Zákintos. Se anotaba el tipo de embarcaciones observadas y se clasificaban por categorías y actividades realizadas en la zona. Los datos sobre muertes, incluidas las matanzas, eran facilitados sin reparos por los pescadores, que se sienten impunes debido a la total falta de aplicación de las leyes que protegen a la especie en el país. También se obtenían informaciones por parte de la policía de puertos cuando observaban un cadáver.

Otra faceta relativa al impacto de los humanos sobre la especie es la contaminación de sus hábitats

La presencia de contaminantes organoclorados en tejidos de la especie fue analizada en el Centro Nacional Griego de Investigaciones Marinas. Tras su liofilización, cada muestra fue extraída con n-hexano durante 9 horas. Los lípidos extraíbles en hexano (HEL) fueron determinados en una alícuota de cada extracto. La limpieza y fraccionamiento fueron realizados en columnas de alúmina según el método de Satsmadjis et al. (1988). Las fracciones se analizaron en un cromatógrafo de gas Varian 3700, equipado con un detector de captura de electrones Ni^{63} . Las clases de lípidos fueron separadas por cromatografía de capa fina de alto rendimiento. Su cuantificación fue efectuada con densitómetro de barrido óptico en la Unidad NERC de Bioquímica Acuática de la Universidad de Stirling, Reino Unido.

6. SELECCIÓN Y USO DEL HÁBITAT

Para abordar el estudio de la utilización del hábitat se procedió al seguimiento periódico de las poblaciones de focas. Este se inició en Zákintos, en octubre de 1990, y se prolongó hasta finales de septiembre de 1993.

El seguimiento periódico consistía en la verificación del uso de las cuevas por parte de las focas mediante la visita regular de cuevas con playas.

El seguimiento se realizaba cada diez días, si el tiempo no lo impedía. Se evitó una periodicidad menor para minimizar posibles molestias no evaluables fácilmente (olor, ruido del motor, efecto de los encuentros con individuos)

Cada vez que se visitaba una cueva se anotaban las horas de entrada y de salida. Si se observaba una foca se abandonaba la cueva, a no ser que fuera posible observar al animal sin que se percatara. Si no existían focas dentro se inspeccionaba la playa para registrar evidencias de visitas de focas: huellas de paso, depresiones en puntos de descanso, pelo, excrementos, regurgitaciones y el olor característico del animal. Se señalaba en el plano de la cueva la localización del rastro, se recogían las muestras en bolsas o botes de plástico y se borraban las huellas con la ayuda de un palo de madera lavado en el mar para no dejar rastros de olor humano. Las manchas de excrementos no colectables se marcaban con un aspa hecha con el cuchillo, para evitar contarlas como recientes en la siguiente visita. Todos los datos de cada viaje se anotaban en una ficha al efecto.

La verificación del uso de las cuevas de la isla fue aumentándose en magnitud hasta abarcar casi todo el hábitat utilizado por la especie. Así el Suroeste y la cara Sureste de la península sur se visitaron periódicamente desde octubre de 1990, el Noreste se comenzó tras su exploración en el verano de 1991 y el Noroeste en julio de 1992. Durante el período entre febrero y julio de 1992 no fue posible realizar trabajo de campo en la isla. Una zona usada por las focas en la zona oeste central de la isla no se estudió por falta de autonomía suficiente de la lancha neumática

Al mismo tiempo que se verificaba periódicamente el uso de las cuevas se mantenía contacto, como mínimo semanal, con los pescadores de la zona, colectándose datos de observaciones de focas por estos. La continuidad del contacto personal aumentaba el interés de esos pescadores por el seguimiento de la presencia de la especie. Algunos pescadores colaboraron durante años.

Los resultados obtenidos sobre el uso específico de cada cueva fueron relacionados con los parámetros de estas que se consideró que podían ser más importantes, en relación con la selección de las cuevas por la especie. Se cuantificaron los siguientes parámetros:

- Longitud de la playa (LPLY): longitud máxima de la playa accesible a la foca. medida en línea recta desde la orilla al fondo.
- Superficie de la playa (SPLY): superficie total utilizable por la foca.
- Longitud del tunel (LTUN): longitud de la galería acuática techada que da acceso a la playa, medida desde la abertura de la cueva hasta la orilla de la playa.
- Abertura (ABT): medida, en superficie, de la abertura de acceso a la cueva por encima del nivel del mar.
- Angulo con el viento dominante (ANGVTO): ángulo entre la perpendicular del cortado donde se halla la entrada principal a la cueva y la dirección del viento dominante en la isla a lo largo del año. un ángulo de 0° implica una exposición máxima del túnel al viento y su oleaje asociado.
- Angulo entre playa y entrada (ANGPLY): ángulo entre la línea de orilla de la playa y la línea del cortado donde está la entrada a la cueva. Un ángulo de 0° implica una exposición máxima al oleaje que entra por el túnel.
- Distancia a humanos (DISTHUM): distancia mínima en línea recta a asentamientos o zonas de actividad terrestre regular de humanos.
- Distancia a caminos (DISTCAM): distancia mínima en línea recta a caminos o carreteras.
- Número de túneles (NTUN): número de túneles de acceso a la cueva desde el mar.
- Promedio de iluminación (MLUZ): valor del nivel de iluminación de la cueva, obtenido al promediar las proporciones de superficie de playa en oscuridad, sombra y luz, asignándoles un valor numérico de 1, 2, y 3 respectivamente.

Los valores obtenidos se representaron gráficamente para buscar tendencias. Sólo aquellas variables que o bien se distribuían normalmente, o bien pudieron transformarse a una distribución normal, fueron consideradas para realizar una regresión múltiple. En dicha regresión, la variable dependiente fue el porcentaje de uso en las cuevas utilizadas por la especie. Como variables independientes se usaron aquellas que además de poder ajustarse a la normalidad, probaron ser significativamente diferentes entre las cuevas usadas y las no usadas por la foca, mediante un test de la F para muestras de tamaño diferente (Sokal & Rohlf 1981). Los datos fueron procesados por medio de del programa Statview 4.1 (Abacus Concepts 1992).

En cuanto a la utilización de la superficie de las playas en estas cuevas visitadas por las focas, calculamos para todas ellas la densidad de huellas tanto en función de la distancia a la orilla del mar, como en función del grado de iluminación en el punto donde se halló el rastro. Para obtener los valores de la primera variable independiente, dividimos las superficies de las playas en tres partes iguales: una en la orilla, otra en el fondo, y otra entre las dos. Para las de la segunda, medimos la superficie de playa existente para las tres escalas de luz utilizadas en esta investigación: luz, sombra y oscuridad. Efectuamos a continuación un ANOVA para discernir qué combinaciones de ambas variables eran significativas con respecto a la variable dependiente "densidad de huellas".

7. DINÁMICA POBLACIONAL

Para estimar las perspectivas de supervivencia futura en Grecia de esta escasa especie, tras la nueva información adquirida sobre ella con nuestra investigación en el país, utilizamos el programa de análisis de viabilidad poblacional por ordenador VORTEX versión 6 (Lacy, Hughes & Kreeger 1993). Este programa es el que usa el Grupo de Especialistas en Cría en Cautividad de la Comisión de Supervivencia de Especies, perteneciente a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, para tomar decisiones sobre acciones de manejo en poblaciones amenazadas. Se simulaban diferentes escenarios posibles en nuestra población y se relacionaron con las acciones más recomendables a efectuar para evitar la extinción de la especie.

8. COMPORTAMIENTO

Aunque no existe un capítulo dedicado exclusivamente al comportamiento en el apartado de resultados, las observaciones más importantes realizadas sí que se integran en los diferentes capítulos de este apartado cuando se ha considerado pertinente.

Con el fin de no molestar a la especie en sus últimos refugios, se evitó permanecer en las cuevas cuando había focas en ellas. Por ello, los datos de comportamiento están basados principalmente en breves observaciones de interacciones entre los individuos o de estos con el investigador. Sólo se tomaron escasas fotos de focas dormidas ó en el agua libre.

Todos los movimientos realizados por las focas eran registrados en papel al salir de la cueva. Se anotaban sus actividades acompañándolas de dibujos sobre el plano de la cueva donde se señalaban las trayectorias de movimiento del animal y los tiempos aproximados de los cambios de posición.

El comportamiento de campeo de la especie fue abordado en la isla de Zákintos observando desde los acantilados a las focas pescando en un punto concreto de la costa. Las observaciones se realizaron en el verano de 1993. Se diseñó un etograma de actividades y se cuantificaron estas, registrando la actividad del individuo cada minuto al momento exacto de cumplirse este (Altmann 1974).

D. RESULTADOS

1. CARACTERIZACIÓN DE LA FOCA MONJE MEDITERRÁNEA

1.1. Librea: Resultados y Discusión

Nos ha parecido fundamental conocer en detalle los aspectos morfológicos externos de los individuos que componen la población de foca monje mediterránea, tanto para poder facilitar la identificación de los distintos individuos como para detectar si podrían existir diferencias, al menos en el aspecto externo, entre estas poblaciones y las atlánticas, de las que podrían llevar tiempo separadas.

La foca monje mediterránea posee pelaje en todo el cuerpo, excepto en los labios. El pelo es de sección oval (0,05 mm x 0,2 mm). Las longitudes en mm del pelo y su raíz en distintas zonas del cuerpo de una hembra subadulta se muestran en la tabla 6.

Tabla 6. Longitud del pelo en una foca monje mediterránea.

REGION DEL CUERPO	RAIZ	LONGITUD SIN RAIZ
Cara y morro	1,3 mm	3,5 mm
Espalda	2 mm	5,5 mm
Obispillo y cola	2 mm	5 mm
Garganta	2 mm	7,5 mm
Pecho, bajo patas	2 mm	8 mm
Patas	1,3 mm	3 mm
Barriga, junto a mamas delanteras	2 mm	7,5 mm
Ventre, junto a mamas traseras	2 mm	6 mm

Los pelos más largos se encuentran en el pecho, mientras que los más cortos se hallan cubriendo las patas, seguidas por el rostro. El pelo es rígido y crece pegado al cuerpo en la dirección del avance al nadar. Cuando estas focas mudan, el pelo cae junto con el estrato córneo de la epidermis, fenómeno que sólo había

sido comprobado anteriormente en su homónima de Hawái y en el elefante marino (King 1984)

Las crías tienen un pelaje compuesto por pelos más largos, de 10 a 13 mm (Sarandes, Albania 1944) y sedosos, llamado lanugo, hasta que experimentan su primera muda. Se trata del pelaje prenatal, que en esta especie se conserva al nacer. Estos pelos no crecen pegados al cuerpo ni son rígidos, y dan un aspecto lanoso a la cría. Caen aisladamente al ser mudados, sin epidermis que los una.

La librea de un mamífero lógicamente caracteriza en gran medida su aspecto externo. En el caso de la foca monje, este hecho es aún más conspicuo, pues pueden encontrarse individuos con una diversidad de patrones de color y diseño.

Todas las especies de focas se caracterizan por poseer colores en la gama de los grises, desde blanco puro a negro, conformando distintas combinaciones y diseños dependiendo de las especies y edades. Pueden aparecer tonalidades del marrón, sobre las cuales hablaremos más adelante para el caso concreto de la foca mediterránea. El único caso que conocemos fuera de esta pauta es el tono gris azulado del juvenil en la foca de casco *Cystophora cristata*.

Morales Agaciño (1950) observó las focas monje existentes en la colonia de las Cuevecillas, en el Sáhara occidental, e hizo una primera descripción del diseño y color del pelaje en individuos de distinto sexo y edad. Se basó para ello en 20 individuos: 12 machos y hembras adultos y subadultos, y 8 jóvenes. Describe a los más jóvenes como teniendo un dorso gris algo más oscuro que el vientre; algunos jóvenes así como los adultos descritos eran gris oscuro en el dorso y blanco grisáceo con reflejos plateados en el vientre. Acompaña la descripción con un dibujo en el que distingue entre un patrón de dorso gris negruzco con toda el área ventral blanca grisácea para la hembra, y un cuerpo gris negruzco con una gran mancha abdominal y otra menor en la garganta blanco grisáceas para el macho.

Su publicación es acompañada de una foto en la que nos es posible apreciar a 19 de los individuos en una cueva: 4 hembras adultas, 4 machos adultos, 3 adultos no sexables, la parte trasera de una hembra adulta o un juvenil, 1 juvenil y 6 crías ya mudadas.

Otra autora (King 1953), estudiando pieles de foca monje del museo británico, describe un macho adulto (2,38 m) marrón negruzco oscuro con mancha abdominal blanca; un joven macho (1,75 m) con el mismo color dorsal y amarillo pardusco ventralmente, sin mancha abdominal; y una hembra adulta (2,1m) de color similar al joven macho.

En su estudio sobre el estatus de la especie, Sergeant, Ronald Boulva y Berkes (1978) citan animales oscuros dorsalmente y claros ventralmente con límite a veces contrastado entre ambas zonas, a veces no, mientras que en algunos animales el blanco se halla restringido solamente a una gran mancha abdominal. Afirman estos autores que cualquiera de las coloraciones puede ocurrir a cualquier edad, pero sin apoyarlo con ejemplos de individuos concretos.

Por su parte Bonner (1989) describe el pelaje de la foca monje afirmando que los dos sexos poseen una coloración del pelaje similar siendo éste según él marrón chocolate, con vientre más claro y la frecuente aparición de una mancha abdominal blanca.

Marchessaux (1989a), que trabajó tanto con poblaciones atlánticas como mediterráneas, cita la librea de la especie como variando desde ante claro a marrón oscuro, pero más claro ventralmente, y con la aparición frecuente de una mancha blanca alrededor de la región umbilical.

Por lo tanto, a excepción de Morales Agacifio, que si pareció detectar una diferencia sexual en la coloración y el diseño del pelaje, el resto de los autores no han descrito ninguna variación relacionada con diferencias en la edad o el sexo de los individuos de esta especie.

Nosotros, basándonos en la observación y estudio detallado tanto de todos los ejemplares avistados a lo largo de los años que ha durado nuestra investigación, como de especímenes existentes en museos de Barcelona, Mónaco, Atenas y Tirana, hemos llegado a la descripción de los siguientes patrones de diseño y color, basados en más de 500 observaciones, que consideramos característicos al menos de las poblaciones mediterráneas.

El pelaje seco del animal es mucho más claro que el mojado, cualquiera que sea su color, como muestra la figura 11. Ello es debido a que el fino extremo distal del pelo (1,5 mm) es blanco. Al mojarse se pega al cuerpo y por ello se hace menos conspicuo, difuminando menos el tono general del pelaje. Teniendo esto en cuenta, hemos podido distinguir a lo largo del estudio una gran variedad en el color de la librea de los distintos individuos observados.

Así, hemos registrado: 1. Ejemplares totalmente blancos; 2. Animales con aspecto plateado; 3. Individuos con el área dorsal beige y el área ventral blanca; 4. Focas con el área dorsal gris claro o medio y con área ventral blanca; 5. Animales con el área dorsal gris pardusca y el área ventral crema claro, 6. Ejemplares con el dorso gris claro moteado de gris oscuro y con área ventral blanca; 7. Focas con dorso gris medio o oscuro moteado de gris claro con área ventral crema claro y mancha abdominal blanca; 8. Individuos similares a los anteriores pero con patas traseras marrones; 9. Animales de gris oscuro a negro con mancha abdominal blanca; 10. Individuos parduscos con mancha abdominal blanca; 11. Animales beige con mancha abdominal blanca.

En todos los diseños anteriores pueden aparecer áreas más claras que el pelaje circundante y manchas pardas. También pueden observarse líneas y motas blancas producidas por cicatrices, en las cuales quizás han sido destruidas las células productoras de melanina, produciéndose pelos blancos, como en los perros y los caballos. Cuando las cicatrices se acumulan en un área, se observa en conjunto una mancha de color blanco puro. En general, las focas adultas y muchas jóvenes tienen los extremos de las patas traseras blancos debido posiblemente a la continuidad de roces en esa zona al arrastrarse. Esto puede ocurrir en zonas muy amplias del cuerpo como revela una foto de un individuo macho en Mauritania publicada en el informe técnico de I.R.S.N.B. y S.M.R.U. (1994).

Esta variedad de aspectos en el color y el diseño de la librea de la especie se debe, como hemos podido comprobar a lo largo de nuestro estudio, a la edad, al sexo y a las variaciones producidas por el proceso anual de muda.



Figura 11. Pelaje de foca monje con áreas húmeda (oscura) y seca (clara).



Figura 12. Cachorro hembra de foca monje.

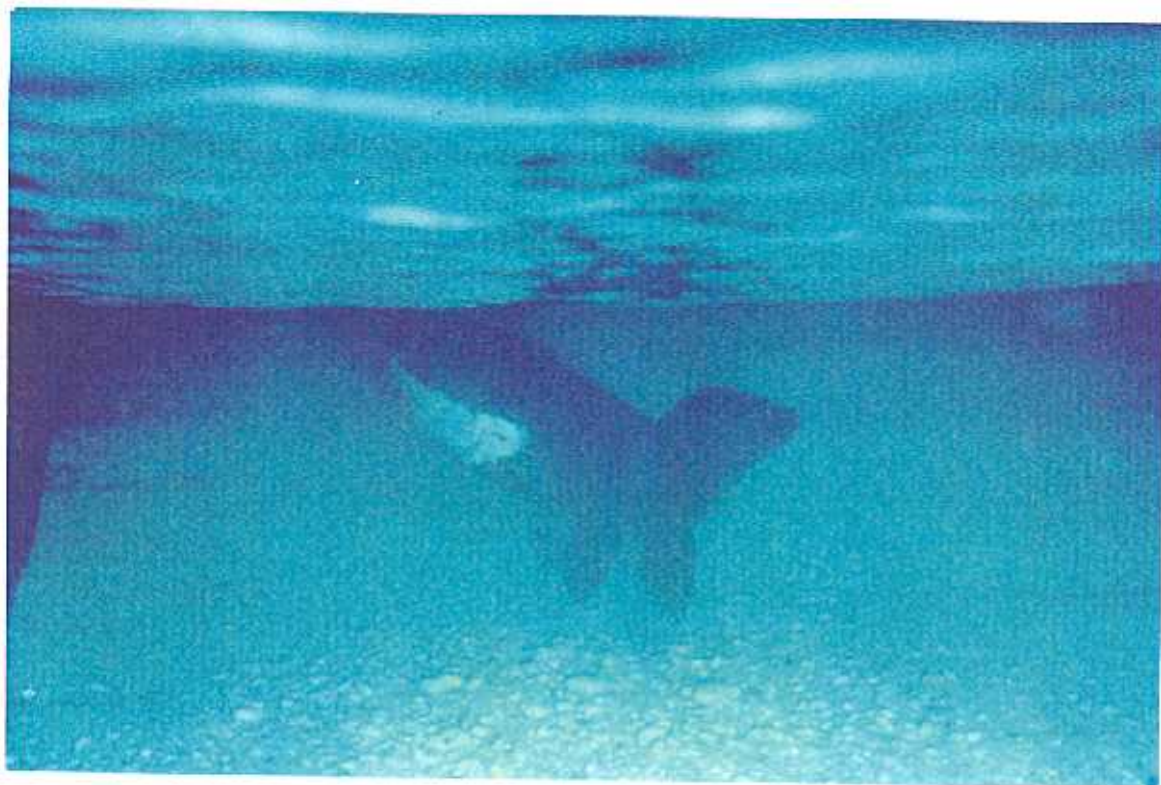


Figura 13. Cachorro macho de foca monje



Figura 14. Vista dorsal de una cria hembra (Museo de Ciencias de Tirana).



Figura 15. Vista ventral de una cria hembra (Museo de Ciencias de Tirana).



Figura 16. Cachorro con el pelaje en muda.

La cría de esta foca es invariablemente de color negro con una mancha abdominal blanca entre el ano y el esternón al nivel del diafragma (Figuras 12, 13, 14 y 15). Esta mancha se extiende hacia los flancos en el extremo orientado hacia el esternón. También puede presentar algunas motas negras irregularmente distribuidas. A veces tiene forma de U, como en los machos adultos, quedando de color negro la zona que rodea al ombligo. Cuando el animal comienza a mudar, el pelo viejo se torna pardo antes de caer, y así en la figura 16 puede verse una cría con la cara sin mudar, de color pardo, y el pelaje ya mudado de color plateado.

Este cambio de color en el pelaje en relación con la muda se observa también en otras clases de edad. Una hembra adulta hallada dormida en el islote Marazonisi (Zákintos 05/01/92) presentaba pelo viejo en las patas traseras de color pardo-ocre (Figura 17), mientras que el resto del pelaje, ya mudado, era gris oscuro hacia la cabeza y gris medio en el dorso, así como gris claro en la panza.



Figura 17. Adulto en muda dormido, visto desde su parte trasera.

El cambio de color a pardusco pudo comprobarse también en las áreas de piel grises de un macho y una hembra subadultos muertos (Acrotiri, Santorini 13\03\90 y Porto Limiona, Zákintos 26\05\93 respectivamente) cuyas pieles, al pasar los años, han cambiado de color. Además, el vientre blanco de estos ejemplares se volvió crema amarillento.

Esto explicaría también el hecho de que las pieles conservadas en museos sean marrones o grises muy parduzcas. Así, ejemplares adultos del Museo de Ciencias de Barcelona (Loc ?, 19??), del Museo Británico (hembra adulta, Loc ?, 1894; macho adulto, Loc ?, 1890; macho joven, Loc ?, 1894) y del Museo Goulandris de Ciencias de Atenas (Hembra, Rodas, antes de 1973) son marrones, más o menos oscuros. Las crías disecadas, tanto de una hembra beige del Museo Oceanográfico de Mónaco (Gargalo, Córcega 1947) (*nasciturus*) como del Museo de Tirana (Sarandes 1944) y del Museo Británico (?, 1892) son también marrones. En todos los casos, el pelo blanco, incluyendo el de las cicatrices (el cual es siempre blanco en las focas vivas) se ha tomado amarillento.

Todo ello parece confirmar que el pigmento negro o gris de esta especie se torna marrón cuando el bulbo piloso deja de ser activo, ya sea en la muda o tras la muerte. El pelo blanco se vuelve amarillento sucio.

No hemos registrado ningún dato que apoye la existencia de pelaje nuevo de color marrón en la foca monje

Con respecto al color gris nos encontramos con los siguientes factores. El pelaje nuevo de las crías recién mudadas es de color plata, obteniendo posteriormente al crecer un tinte gris medio en el dorso y gris claro o blanco en el vientre. La mancha abdominal blanca de los machos se vuelve muy poco visible debido a la falta de contraste con el pelaje circundante, salvo en el caso de que suba mucho por los flancos, donde el contraste con el pelaje gris medio puede hacerla visible, especialmente bajo el agua, como muestra la figura 18.



Figura 18. Macho joven con resto de la mancha ventral visible.

Tal como hemos visto, pues, el pelo gris se vuelve marrón al envejecer y el pelo blanco se va haciendo amarillento hasta que vuelve a mudarse. Además, antes de caer el pelo viejo por completo, cuando éste se ha descamado pero está unido aún al animal, toma color ceniza (posiblemente debido a la epidermis muerta que lo acompaña), y no es hasta que se desprende del todo cuando se deja ver el pelo nuevo de color gris medio. Esto permite observar tanto individuos con dorso ceniza y moteado gris más oscuro (Zákintos 19/03/91) como el caso inverso, en que sólo unas pocas porciones de pelo viejo permanecen adheridas (Zákintos 24/02/91).

Todos los juveniles completamente mudados observados tienen el dorso gris medio y la zona ventral blanca. El límite del color es bastante nítido, encontrándose en la parte media del flanco, e incluyendo las extremidades en la parte más oscura. Se pueden también observar jóvenes con un fuerte tono beige-gris (Kímolos 17/10/94). Esta tonalidad podría indicar la inminencia de la muda.

La pata delantera es gris medio por arriba y blanca o gris clara por abajo. La trasera tiene generalmente el dedo del extremo ventral blanco (quizás debido a cicatrices de roces), siendo el resto de la pata gris medio.

El rostro en los jóvenes del año puede ser todo él gris claro (Zákintos 01/11/90) o bien puede poseer una máscara gris medio u oscuro, la cual partiendo de la frente se extiende en una franja entre los ojos hacia las narinas y el morro (Zákintos 03/01/92); el área alrededor de los ojos permanece gris claro, uniéndose este color bajo los ojos con la zona clara ventral. El área clara entre los ojos puede ser tan amplia que se interrumpa la franja más oscura, diseñándose un antifaz gris claro (Zákintos 03/01/92).

En los jóvenes de más de un año (que han pasado su segunda muda) se encuentra el mismo diseño que en el joven del año, pero además se pueden observar individuos con todo el rostro gris medio u oscuro, estando la línea de separación de colores gris y blanco por debajo del ojo (Kímolos 27/10/94). Se ignora si la no observación de este diseño en los jóvenes del año ha sido debida al azar o refleja una diferencia ligada a la edad.

Las hembras adultas tienen el mismo color y diseño que hemos descrito para los jóvenes. Las hembras observadas en cuevas con sus crías tienen el dorso algo pardusco y el vientre color amarillento sucio. Esto último podría ser producido por una mayor presencia en tierra firme, que les ensucia y envejece el pelo. Las hembras presentan además en el dorso un área blanca en el centro producida por acumulación de cicatrices (Tragonisi, Mykonos 10/06/94). Como esta concentración no se encuentra ni en machos ni en juveniles, es de suponer que son consecuencia de heridas producidas por el macho durante el apareamiento. Una hembra subadulta muerta (Porto Limiona, Zákintos 26/05/93) presentaba pocas cicatrices en el cuerpo pero una incipiente concentración en la zona central del dorso. Si estas cicatrices fueran producidas por heridas ocasionadas por roces en el techo de la cueva durante los desplazamientos en zonas estrechas, producirían manchas similares en ambos sexos y además serían predominantemente en sentido paralelo al del tronco, cosa que no ocurre.

El macho subadulto es gris oscuro con vientre gris muy claro jaspeado de pelo gris muy oscuro, lo que permite que la mancha abdominal blanca se empiece a vislumbrar, como vemos en la figura 19 (Acrotiri, Santorini 13/03/90). Posiblemente, el cambio de librea subadulto a adulta, es decir, con dorso, área desde uretra a ano y pecho oscuros, se produzca tras sólo una o dos mudas, pues un macho muerto (Antimilos 15/06/1995) 10 cm de longitud estándar menor que el subadulto hallado en Santorini, 2,08 m, y otro cadáver de 2,09 m de longitud estándar (Misizres, Zákintos 5-6/09/1994) presentaban ya librea negra con mancha ventral blanca.

Los machos adultos son de color gris oscuro o negros con pecho del mismo color y una mancha ventral de color blanco o amarillento sucio en el abdomen (Tinos 27/05/94). Presentan también una garganta casi blanca (como en el elefante marino) debido a la abundancia de cicatrices producidas casi seguro por los combates con otros machos. Esta zona de cicatrices no aparece en las hembras. La mancha irregular blanca en la garganta del macho ya era reflejada en un dibujo de Morales Agaciño (1950).



Figura 19. Vista ventral de un macho subadulto.

King (1956) afirma que la mancha abdominal blanca es de apariencia irregular en la foca monje. La explicación que damos a esto es que la mancha ventral aparece sólo en las crías en pelaje natal y en machos adultos.

Podemos aportar muchos otros ejemplos que prueban que la mancha abdominal blanca caracteriza al macho:

El primer ejemplar descrito en la literatura (Hermann 1779) fue un macho negro con mancha abdominal blanca. La piel de macho adulto conservada en el Museo Británico es negra (*pardusca*, por lo arriba explicado) con mancha abdominal blanca (King 1956). Un gran macho adulto de 2,91m (Monod 1948) tiroteado en la Bahía de L'Etoile (Sáhara) el 7 de abril de 1944 era grisáceo con manchas ventrales blancas. Otro macho, capturado en Funchal (Madeira) en 1913 y mantenido seis meses en cautividad, es ilustrado con una mancha abdominal

blanca en un dibujo realizado a partir de una fotografía (Monod 1948). Un gran macho gris oscuro con mancha abdominal blanca intentó copular con un buceador en las islas Desertas, Madeira (Costa-Neves pers. com.). También en Madeira, en el Museo de Funchal hay un gran macho disecado, gris oscuro con mancha abdominal blanca. Un macho con la misma librea fue muerto en Casandra (Calcídica) sobre los años 70. Un macho negro con mancha abdominal blanca (2,09 m) fue muerto con dinamita en Zákintos (6-7/09/94). Los siete machos adultos identificados por Marchessaux (1989b) en Mauritania eran de color gris oscuro con mancha abdominal blanca netamente recortada. Este autor, consideraba que la única hembra existente en el grupo tenía también mancha abdominal blanca, pero eso probablemente era debido a que no pudo observar todo el abdomen de ese individuo, sino sólo el extremo caudal, según se desprende de las fichas de identificación publicadas por él.

En ocasiones pueden observarse individuos grandes con pelaje muy claro. Este es el caso de un individuo casi blanco que se observa entre Andros, Tinos y Mykonos (Tinos 30/03/93), de un individuo beige (Zákintos 07/06/91) y de una hembra (Zákintos 04/12/91) gris ceniza claro con zona ventral y patas traseras de color blanco muy puro, la cual tenía cerca de tres metros de longitud total. Dos individuos casi blancos fueron observados también en Milos (Milos 18/10/94 & 26/10/94), el segundo de ellos un macho, pues tenía mancha abdominal blanca, que se recortaba sobre el resto del pelaje crema claro. Las medidas de la depresión creada en la playa por el primero le asigna un tamaño no mayor de 2,4 m; el segundo tenía un tamaño similar.

Observaciones de individuos mudando nos confirman que el pelo desprendido toma color gris ceniza y esto puede permitir la observación de individuos claros durante su muda. También focas grises con pelaje muy seco pueden aparecer muy claras a primera vista. Sin embargo existen datos de focas claras mucho antes de comenzar su muda, como es el caso de la hembra a punto de parir, matada el 27/09/47 en Gargalo, Córcega (Troitzky 1953). Ninguna foca hembra muda durante la cría (Bonner 1989), por lo tanto el color de este individuo (beige claro) debía ser el suyo habitual. King (1956) lo atribuye a la vejez del individuo.

También Morales Agaciño (1950) cita un individuo gris plata con cabeza de color blanco puro, que lo identifica como un macho viejo. El macho viejo citado por Monod (1948) es descrito como grisáceo y no como gris o gris oscuro.

Parece, por tanto, que las focas viejas, bien debido a la abundancia de cicatrices, bien al cese de producción de pigmento en el pelo, bien a ambos factores, toman un tono de color más pálido independientemente de su sexo.

Las vibrisas del hocico de esta especie están dispuestas en siete hileras localizadas entre el extremo anterior de las fosas nasales y la base de los labios, extendidas en número decreciente hacia la fosa nasal, cuyas dos hileras tienen una o dos vibrisas por lado. La hilera en la base del labio puede tener hasta ocho.

Existen otras dos vibrisas independientes sobre el morro, próximas a la zona postero-exterior de las fosas nasales.

Su color es blanco perla o marrón, pudiendo encontrarse los dos colores en el mismo individuo irregularmente repartidos. Se observan también vibrisas bicolors, con la zona basal marrón y la distal blanca, lo que sugiere que se decoloran con el tiempo. En los cachorros son negras, lo cual apoya lo anterior. La superficie es lisa y su sección oval. Existen dos tipos: largas flexibles puntiagudas y cortas semirrígidas con puntas romas, que probablemente se originan tras partirse las primeras. La tabla 7 muestra las medidas en mm obtenidas para cinco vibrisas de una hembra subadulta y cuatro de un macho subadulto. Como muestra la tabla, las vibrisas tienen raíces profundas, de hasta 12 mm, que posiblemente juegan un importante papel en la recepción táctil de estas.

Existen también cuatro vibrisas sobre cada ojo, dispuestas en dos filas sobre la zona del lagrimal. Las de la fila inferior están más separadas entre sí que las de la superior.

Tabla 7. Medidas de vibrisas en dos individuos de foca monje.

EJEMPLAR	SECCION	LONGITUD	RAIZ	COLOR
hembra	0,5 x 0,8	50 mm	rota	negro
hembra	1,1 x 1,5	66 mm	rota	blanco
hembra	0,9 x 1,4	70 mm	11 mm	negro\punta blanca
hembra	1,0 x 1,5	87 mm	12 mm	blanco
hembra	1,1 x 1,8	90 mm	11,2 mm	blanco
macho	0,8 x 1,6	67 mm	rota	negro
macho	0,8 x 1,8	72 mm	rota	blanco
macho	0,6 x 1,2	82 mm	rota	negro
macho	0,7 x 1,2	91 mm	rota	blanco

Esta especie no posee garras, sino uñas, en cada uno de los cinco dedos de cada extremidad. Las delanteras son funcionales, es decir, le ayudan a arrastrarse sobre las rocas. Estas tienen una sección en "U" y una anchura de unos 4mm, siendo la longitud variable con el desgaste, aunque apenas sobrepasa al pelaje. Las aletas traseras poseen uñas muy reducidas, no funcionales, pues se hallan en posición retrasada en el dedo. El color de las uñas es gris oscuro.

1.2. Morfometría: Resultados y Discusión

Aunque el investigar sobre la especie sin capturar individuos no nos ha permitido trabajar en la morfometría de esta foca, nos ha parecido interesante, dada su escasez, mostrar en la tabla 8 las medidas obtenidas en los cinco cráneos que pudimos medir. Tres de ellos fueron recogidos por nosotros en Grecia y otros dos, procedentes del Sahara occidental, se hallan en la colección científica de la Estación Biológica de Doñana, en Sevilla. Aunque se pudieron observar algunos ejemplares de varios museos no fue posible medir sus cráneos por estar montados con las pieles.

Los puntos de los cráneos en que se tomaron las medidas se muestran en la figura 20. Consideramos que esta muestra no nos permite obtener ningún tipo de conclusiones, pero podría servir como complemento a un futuro estudio morfométrico en el que se posean muestras adicionales.

King (1956) distingue la foca mediterránea de las otras dos especies de *Monachus* atendiendo entre otros a la forma del borde anterior de los huesos nasales. Afirma además que el borde proximal del palatino tiene perfil en U en lugar de en V (encontrado en las otras dos especies), y posee una muesca. Sin embargo, la fotografía de un cráneo de foca hawaiana macho de 20 años (Kenyon 1981) nos revela un perfil equivalente al de la foca mediterránea definido por King y observado también en los cráneos medidos por nosotros. También el perfil del brazo zigomático del hueso escamoso es similar entre el ejemplar de dicha foto y los nuestros, por lo que creemos que las diferencias entre los cráneos de *Monachus* deberían revisarse en base a mayores series de estos.

Tabla 8. Medidas de cinco cráneos de *Monachus monachus*.

CODIGO DEL INDIVIDUO	SAN900313	ZAK930524	ZAK940000	JAV1767	EBD17992
1 Longitud condilobasal	267,3	251	278	256	285
2 Longitud total	285	251	280	260	288
3 Longitud máxima	250	251	284	264	291
4 Anchura zigomática	180	157	188	193,6	214
5 Anchura en bullas timpánicas	72	108,6	172	116,8	119,8
6 Anchura preorbital	60	41,5		30,4	38,3
7 Anchura postorbital	31	24,2	29,4	23,7	31
8 Anchura en los caninos	58,5	50,8	65		65,2
9 Anchura del neurocráneo	120	111,8		125,3	123,35
10 Altura del neurocráneo	91,6	85,2		90,3	96,9
11 Longitud del neurocráneo	119	105,8		109,3	111,3
12 Longitud maxilar	150	167	189		
13 Anchura maxilar	133,9	140	172		
14 Anchura rostral	64,4	58,7	73	67,6	71,9
15 Longitud de sene molar superior	61,5	56,3	61,5	72,1	64
16 Longitud del canino superior	22,1	19,6	25		19,7
17 Anchura del canino superior	10,8	9,7	16		18,9
18 Grosor del canino superior	14,6	11,4	13,5		14,3
Sexo	macho	hembra	macho	?	?
Edad (años)	5	3	?	?	?
Procedencia	Santorini	Zakintos	Zakintos	Sahara	Sahara

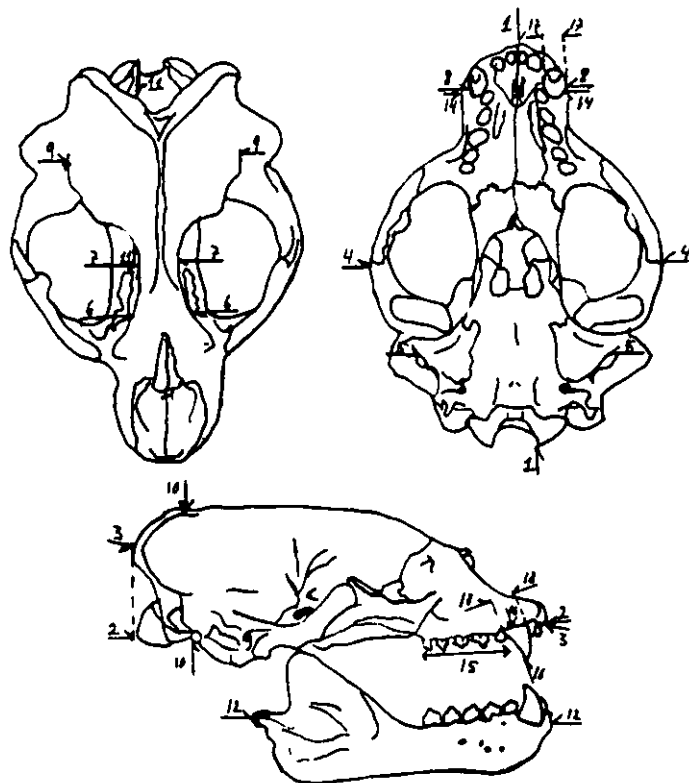


Figura 20 Representación gráfica de las medidas tomadas sobre cráneos de foca monje

2. LAS POBLACIONES DE FOCA MONJE EN EL MEDITERRANEO ORIENTAL

2.1. Distribución y Status.

Los datos sobre distribución y estatus de la especie tomados por investigadores durante los años setenta suelen proceder de observaciones indirectas, recibidas muchas veces por correo. Por ello, las estimas de poblaciones obtenidas no reúnen, en general, suficientes garantías como para ser consideradas fiables. Sin embargo, estos datos nos permiten tener una idea bastante clara de las áreas en las que era frecuente observar focas en esa década.

La figura 21 muestra los mapas de distribución general de la especie en los mares Egeo y Jónico durante los años setenta. El mapa ha sido confeccionado a partir de datos bibliográficos (Ronald & Haley 1974, Sergeant et al 1978, Vamvakas et al 1978).

La distribución de la foca mediterránea en Grecia basada en los datos recopilados por nosotros es mostrada en la figura 22. Debemos subrayar que este mapa no incluye las cuadrículas de distribución de la especie en Turquía.

A continuación se expone información más detallada sobre las focas en las áreas que fueron visitadas personalmente por el autor y para las cuales existen datos sobre el mínimo número de individuos y sus zonas de distribución. Los individuos considerados diferentes no observados por nosotros o bien fueron vistos juntos o bien se observaron con pocos días de diferencia teniendo patrones de tamaño y/o coloración distintos, los cuales se describen en el texto. Se da por descontado que ese aspecto puede haber variado mucho en la fecha de presentación de esta tesis.

2 1.1. Egeo Norte

Calcídica

Las únicas referencias históricas de la especie en este área son una cita en un punto no especificado en verano 1966 (Ronald y Haley 1974), y 14 observaciones registradas en 1977 por Vamvakas et al.

La distribución de la foca Mediterránea en las penínsulas de Ayon Oros (o monte Azos), Sizonía, y Casandra se muestra en la figura 23. La especie fue observada desde antes de 1988 hasta al menos 1990 y 1991 (fecha del estudio) en la zona mostrada en el mapa, con excepción de los alrededores del monasterio Estavronikita, en la cara norte de Azos, de donde desapareció en 1987 el único individuo allí observado.

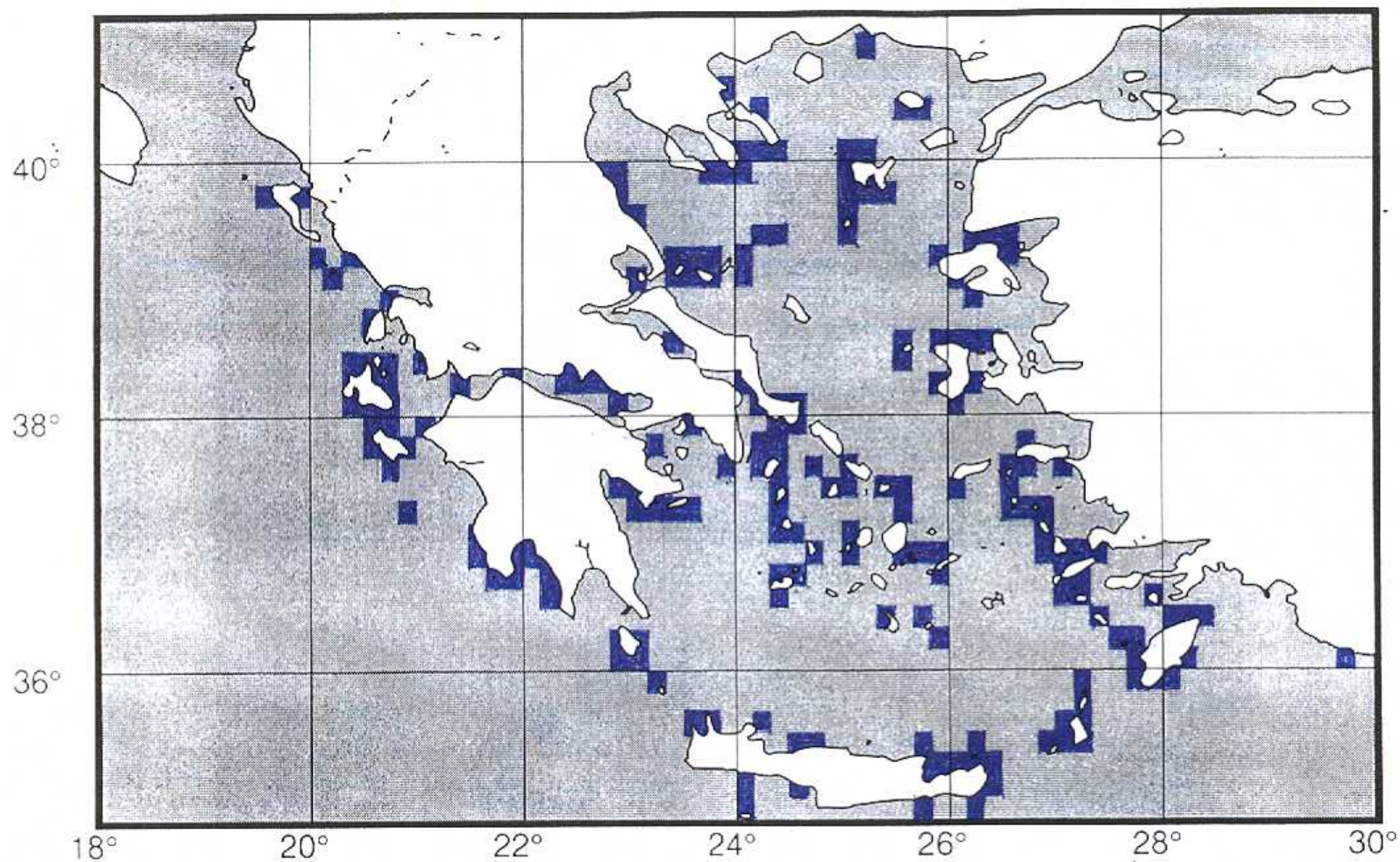


Figura 21. Distribución de la foca mediterránea en los mares Jónico y Egeo en los años 70.

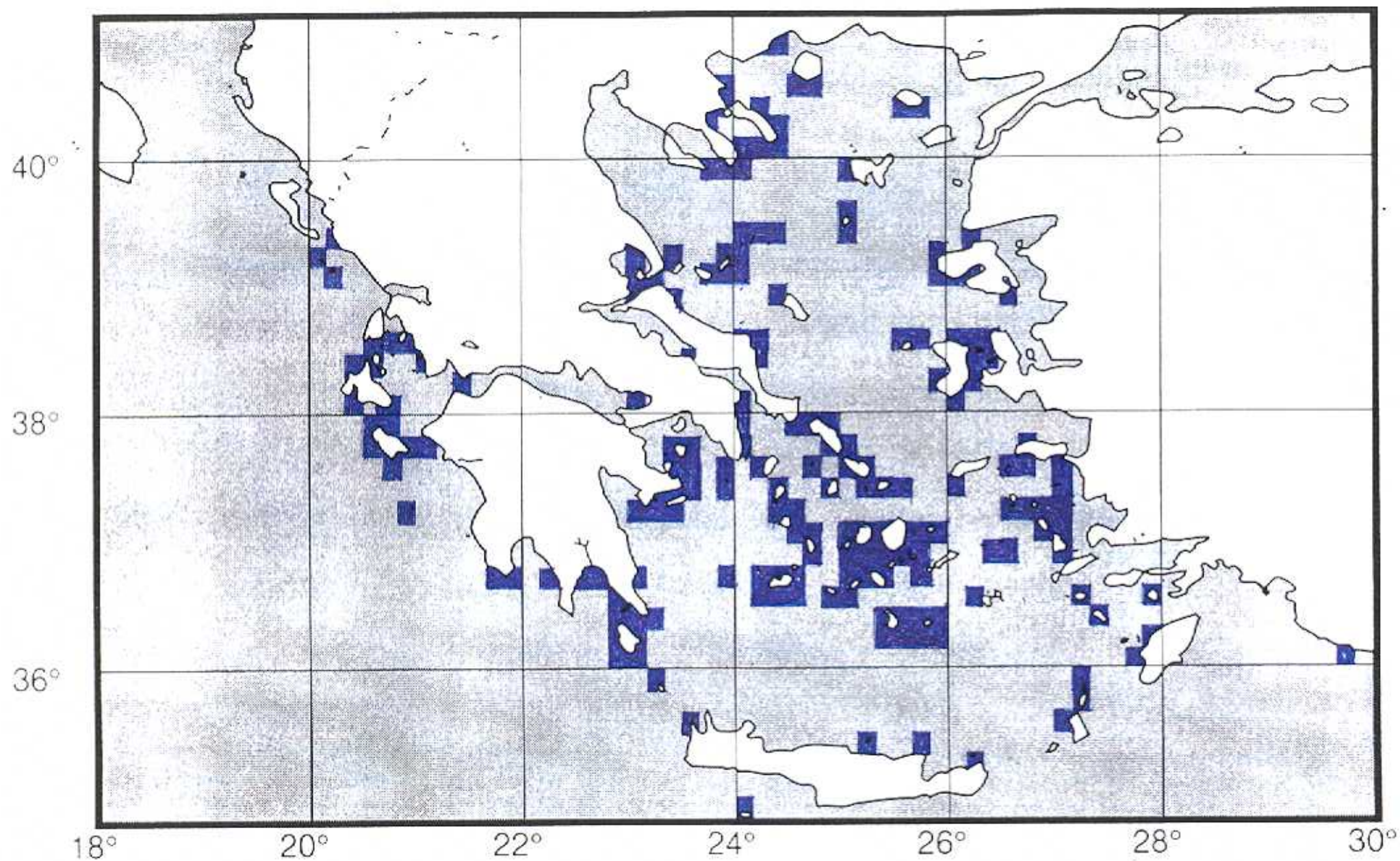


Figura 22. Distribución de la foca mediterránea en los mares Jónico y Egeo griego en los años 90.

Las focas son vistas en Casandra desde Lutra hasta el puerto de Ayos Nikolas. Las observaciones en Sizonía se producen desde Toroni hasta Ormos Panayía, aunque la mayoría corresponden al Sur y al Sureste. Las focas de Ayon Oros parecen encontrarse principalmente alrededor de la isla Amulianí y al suroeste de la península. Los avistamientos en la cara norte de Azos son más escasos.

Las focas son observadas durante todo el año en el área, con la excepción de los alrededores de Ormos Panayía donde no se citan focas en invierno. La estima de población es como sigue:

Sizonía Esta península posee al menos tres adultos. Uno de ellos tiene dorso oscuro y área ventral blanca. Otro tiene tanto el dorso como el pecho pardo. Un tercero individuo, gris, parece tener amputada la pata frontal derecha, la región es frecuentada por tiburones que siguen a las migraciones de atunes.

Ayon Oros: En este sector residen dos adultos, uno de los cuales es una hembra parda como medio metro menor que el otro, descrito pardo con el vientre blanco. En el islote Amulianí reside una foca enorme estimada en unos tres metros por los pescadores, así como un juvenil. En el islote Peristerión, en el golfo de Lersó (al norte de Athos), cría una hembra.

Casandra: Una enorme foca gris oscura o negra con mancha ventral blanca reside en el cabo sur de esta península desde hace muchos años.

Una estima conservadora de población para toda la Calcídica, considerando largos y frecuentes desplazamientos de individuos nos daría seis adultos y un juvenil. Posiblemente la foca oscura con pecho también oscuro de Sizonía y la foca solitaria de Casandra serían machos. Una población integrada por ocho adultos y un juvenil, con al menos un macho más en Azos, sería una estima más probable.

Chios

La presencia de focas en Chios es reflejada por Vanvakas et al en 1978, quienes obtuvieron, por medio de informes remitidos por la guardacostas, datos de presencia en el norte y el oeste de la isla y de concentraciones de entre seis y diez individuos en el cabo sur.



Figura 23. Avistamientos de la foca mediterránea en la Calílica.

La estima hecha a partir de encuestas directas a pescadores de la isla nos da el siguiente mínimo de individuos. Tres adultos al norte de la isla, al menos una hembra, pues se les vió con una cría. Uno de los adultos observados simultáneamente podría ser el mismo animal negro que campea en el Este de Chios y las islas Inuses, posiblemente un macho asociado a este grupo. Otros dos adultos grises habitan el sur de la isla. La observación de crías en el sur de la isla confirma la existencia de al menos una hembra en esta zona. Las focas son observadas también en otros puntos distantes de la isla, pero faltan datos para discernir la existencia de individuos diferentes.

La isla de Psará, al oeste de Chios, parece albergar un grupo reproductor de focas muy importante, según los informantes locales de Chios, pero no hay datos tomados "in situ", por lo cual no se reflejan aquí.

Resumiendo, una estima altamente conservadora para esta zona nos daría una población integrada por un macho y dos hembras adultas, así como otros dos adultos, posiblemente hembras. Estos serían individuos residentes conocidos, no evaluando aquí la presencia de individuos más erráticos en el área. Se debe considerar también la ausencia de juveniles y la no inclusión de las focas de Psará. Algunos datos adicionales para esta amplia zona elevarían fácilmente la población identificada al menos al doble.

Evia

Datos de 1978 obtenidos por Vamvakas reflejan la presencia de focas en el extremo Este y Sur de Evia, así como en el extremo Noroeste; y presencia de más de seis individuos en la isla Petalida, al Sur, y en la cara bañada por el mar interior Evoicó del Norte.

Sólo el extremo Este de la isla fue visitada en 1991. En ella han sido citados juntos tres adultos, existiendo también juveniles. No se puede descartar que dos adultos residentes en el norte de Andros puedan ser algunos de los observados en esta zona de Evia.

2.1.2 Egeo Sur

Cicladas

La estima de población de las Cicladas es la más exacta después de la de Zákintos, en el Jónico, pues fue realizada a lo largo de tres años, entre marzo de 1992 y diciembre de 1994, incluyendo seguimiento periódico del hábitat en las zonas de mayor densidad poblacional.

A continuación se muestran los resultados obtenidos para las islas estudiadas.

Andros: La actividad de las focas en esta isla se concentra en las costas norte y sureste (Figura 24) Andros parece albergar una población de focas compuesta por siete individuos cinco adultos, un juvenil y un joven del año (Tabla 9) Un adulto negro muy grande (¿macho?) y otro adulto beige son observados alrededor del golfo de Korcí. Esto se relaciona probablemente con la presencia de las cuevas AND-930308 y AND-930309, descritas en la sección de hábitat terrestre. El juvenil ha sido observado también en esta zona, lo cual sugiere que el área alberga una cueva de cría. Una foca blanca muy grande frecuenta el golfo noreste de Andros. Dos adultos gris oscuro (no muy grandes) fueron observados copulando en el cabo Campanes, la punta norte de Andros. Existen tres cuevas utilizables en este área. Estos individuos podrían también estar presentes en el sur de la cercana isla de Evia, donde tres animales residentes fueron registrados en 1991. Un juvenil marrón grisáceo claro, con cabeza negruzca es observado en los alrededores de Gabrio desde el Otoño de 1993. Este animal podría estar usando las cuevas AND-930301 y AND-940601 en la fecha en que se recopilaron estos datos. Un joven gris claro observado en el sureste de Andros en la Primavera de 1993 es considerado como el mismo animal, pues no hay observaciones simultáneas que permitan distinguirlos con seguridad.

Tinos: Las áreas con presencia de focas en Tinos se muestran en la figura 25. En base a las informaciones obtenidas, Tinos está habitada al menos por tres focas: una negra con mancha ventral blanca, macho; una completamente blanca, ambas vistas por el autor, un animal marrón oscuro con parte ventral más clara, el cual es un joven o subadulto. Este último habita principalmente la cara suroeste de la isla y es probablemente el responsable de la reocupación del extraplomo TIN-940601 citado por un colaborador local, que llevaba años abandonado. La gran foca negra es posiblemente el mismo individuo referido en el sur de Andros. La foca blanca podría ser la misma citada en el Norte de Andros, aunque fue observada por el autor en la cueva TIN-930302 poco después de ser referida en el norte de Andros. Una hembra gris pardusca con vientre claro murió en Febrero de 1992.

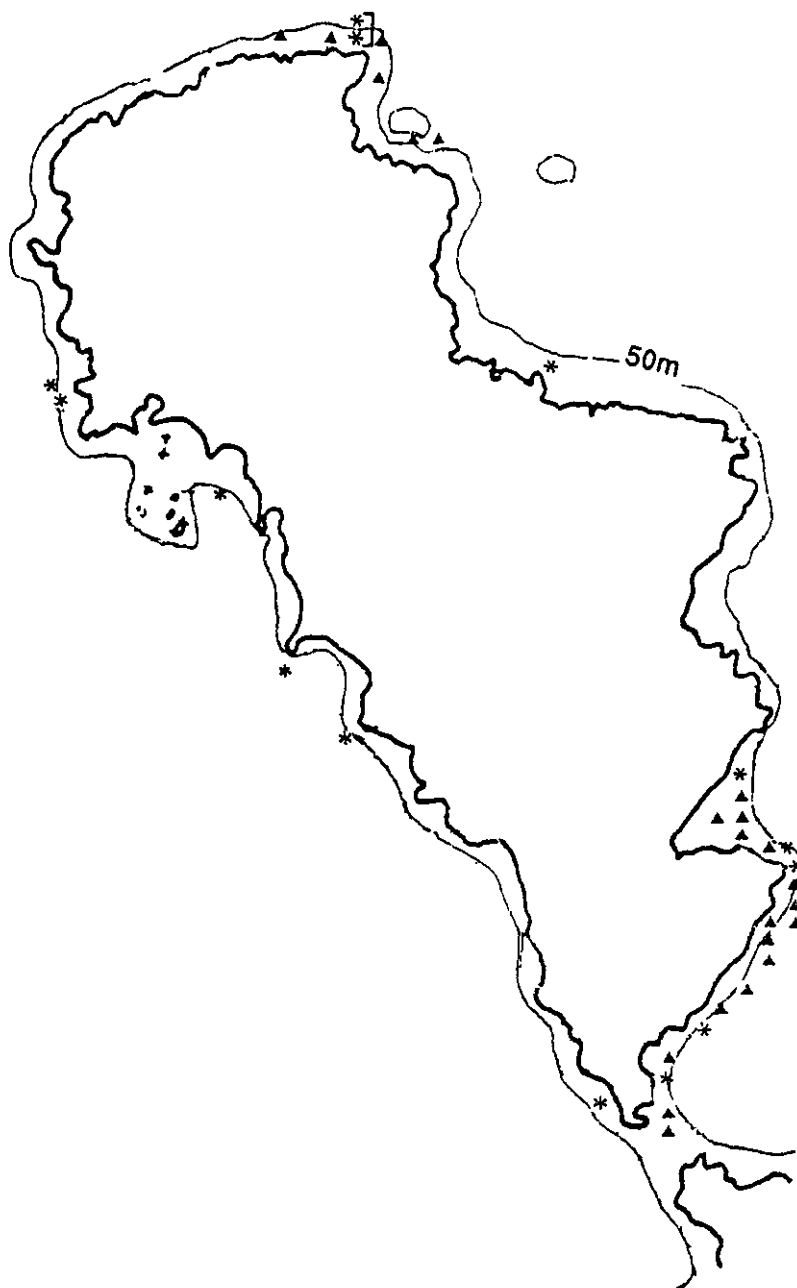


Figura 24. Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (*) de foca mediterránea en Andros, según datos tomados a los pescadores.

Tabla 9. Población de foca monje identificada en las islas Cícladas entre 1992 y 1994 (las jóvenes del año sólo se indican para 1994)

CODIGO	LOCALIZACION	COLOR Y PATRON	CLASE DE EDAD	TAMAÑO TOTAL	SEXO	FOCAS DUDOSAS
AND-1	KORZI	Negro	ADULTO	>2,5	M	
AND-2	KORZI	Beige	ADULTO	<2,5		
AND-3	KORZI		JOVEN DEL AÑO	-1,5		
AND-4	CAMPANES	Blanco	ADULTO	>2,5		
AND-5	CAMPANES	Gris oscuro	ADULTO			
AND-6	CAMPANES	Gris oscuro	ADULTO			
AND-7	GABRIO	Gris parduzco	JOVEN			
TIN-1	TSIKNIA	Negro con mancha ventral blanca	ADULTO	-2,8	M	AND-1?
TIN-2	TSIKNIA	Blanco	ADULTO			AND-4?
TIN-3	ISTERNIA	Dorso marrón oscuro, vientre marrón claro	JOVEN			
MYK-1	RINIA	Blanco	ADULTO	>2,5		AND-4? TIN-2?
MYK-2	DILOS	Negro, mancha blanca en el lado derecho del cuello	ADULTO	>2,5	M	
MYK-3	PANORMOS	Gris oscuro	ADULTO			
MYK-4	MYKONOS SUR	Dorso marrón oscuro, vientre blanco	ADULTO	-2	H	
MYK-5	TRAGONISI	Dorso marrón oscuro, vientre marrón claro	JOVEN	-1,6		
MYK-6	TRAGONISI	Dorso marrón oscuro, vientre marrón claro	JOVEN			
DON-1	MACARES	Negro con motas blancas y cabeza blanca	ADULTO	-2	M	
DON-2	MACARES	Gris oscuro, mancha ventral blanca	ADULTO	>2,5	M	
KOU-1	KOUFONISIA	Gris oscuro, cabeza negruzca	ADULTO			
KOU-2	KOUFONISIA	Negro	ADULTO		M	
KOU-3	KOUFONISIA	Gris negruzco oscuro, manchas blancas	JOVEN			
KOU-4	KOUFONISIA		JOVEN DEL AÑO	<1,5		
KOU-5	KOUFONISIA		JOVEN DEL AÑO	<1,5		
KOU-6	KOUFONISIA		JOVEN DEL AÑO	<1,5		

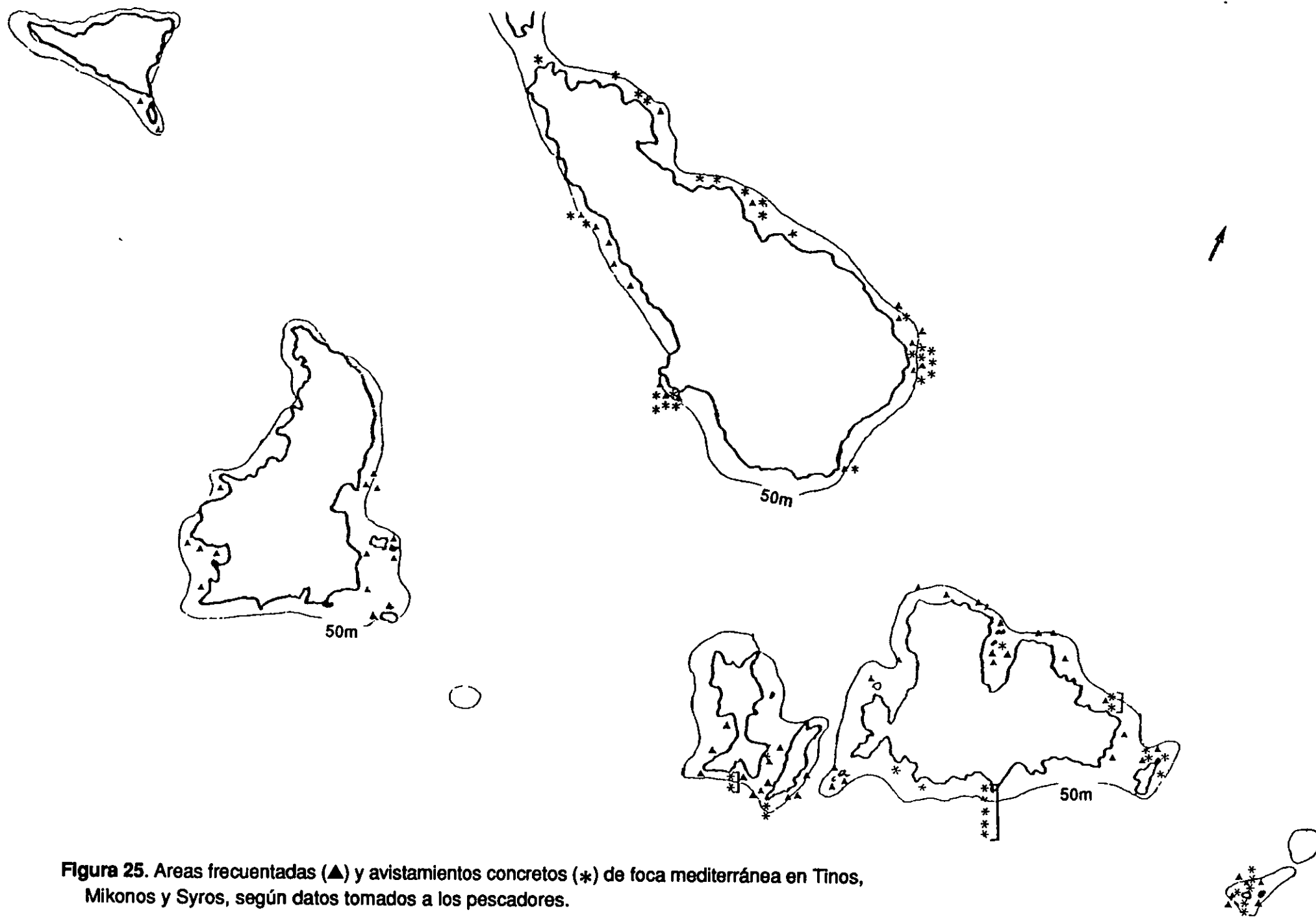
Tabla 9 (continuación)

KER-1	KEROS	Dorso negruzco, pecho crema	ADULTO	>2,5	H	
IRA-1	IRICLIA	Dorso marrón oscuro, vientre beige	ADULTO		H	
PAR-1	N PAROS	Gris claro, dos manchas blancas dorsales	ADULTO	>2,5	H	
PAR-2	PAROS-ANT	Marrón oscuro	ADULTO			
ANT-1	ANTIPAROS	Dorso gris, vientre blancuzco	ADULTO		H	
ANT-2	ANTIPAROS	Dorso gris, vientre blancuzco	ADULTO		H	
ANT-1	ANTIPAROS	Dorso gris, vientre blancuzco	JOVEN	-1,8		
SIK-1	SIKINOS	Gris parduzco	ADULTO	>2,5		
SIK-2	SIKINOS	Gris claro	ADULTO			
SIK-3	SIK-FOLEG		JOVEN-ADULTO	1,5-2		
FOL-1	FOLEGANDRO	Negro	ADULTO	>2,5	M	
IOS-1	NEIOS		JOVEN DEL AÑO	-1,5		KOU-4?
SAN-1	S SANTORINI	Gris oscuro	ADULTO			
SAN-2	S SANTORINI	Gris oscuro	ADULTO			
SAN-3	N SANTORINI	Gris oscuro	ADULTO	>2,5		
SAN-4	N SANTORINI	Blanco	ADULTO	>2,5		
SAN-5	CHRITIANA	Negro	ADULTO		M	
SAN-6	ASPRONISSI		JOVEN DEL AÑO	1,5		
ANA-1	ANAFI	Dorso negro, vientre blanco	ADULTO		H	
ANA-2	ANAFI	Dorso negro, vientre blanco	ADULTO		H	
ANA-3	MAKRA	Negro	ADULTO		M	
POL-1	S POLYEGOS	Dorso gris parduzco, vientre blancuzco	ADULTO	-2,7	H	
POL-2	S POLYEGOS	Gris plata con banda oscuro tras la nuca	ADULTO	-2,3	H	
POL-3	S POLYEGOS	Vientre gris claro	JOVEN DEL AÑO	-1,3		
POL-4	S POLYEGOS	Negro, mancha ventral blanca	ADULTO	-2,5	M	
POL-5	S POLYEGOS	Dorso gris parduzco, vientre blancuzco	ADULTO	>2,5	H	

Tabla 9 (continuación)

POL-6	S POLYEGOS	Dorso gris, vientre con cicatriz en forma de tridente	ADULTO	<2,5		
POL-7	S POLYEGOS	Dorso gris parduzco, vientre blancuzco	ADULTO	<2,5	H	
POL-8	S POLYEGOS	Dorso gris oscuro, vientre y mejillas blancas	ADULTO	<2,5	H	POL -7?
KIM-1	KIMOLOS	Dorso gris claro, vientre blancuzco	ADULTO	-2 2	H	
KIM-2	KIMOLOS	Dorso gris, vientre y mejillas beige	JOVEN DEL AÑO	-1 5		
KIM-3	KIMOLOS	Gris, mancha ventral blanca y cicatriz en forma de "Z"	ADULTO	-2,3	M	
KIM-4	KIMOLOS	Dorso gris claro, vientre gris claro	ADULTO	-2	H	KIM-1?
KIM-5	KIMOLOS	Dorso gris, vientre blanco	JOVEN DEL AÑO	-1,5		KIM-2?
KIM-6	KIMOLOS	Dorso gris, vientre blancuzco	JOVEN DEL AÑO	-1,1		
MIL-1	SO MILOS	Líneas beige claro con negro en la cara	ADULTO	2,4		
MIL-2	SO MILOS	Beige con mancha ventral blanca	ADULTO	-2,2	M	
MIL-3	SO MILOS	Negro, mancha ventral blanca y líneas en la cara	ADULTO	-2,3	M	
AMI-1	ANTIMILOS	Negro, mancha blanca en la espalda	ADULTO		M	POL-4?
SIF-1	SIFNOS	Negro	ADULTO		M	
SER-1	SERIFOS	Gris oscuro	ADULTO			
SER-2	SERIFOS	Negro con mancha ventral blanca	ADULTO		M	
SER-3	SERIFOPOULA	Negro con mancha blanca en la cabeza	ADULTO		M	SER-1?MYK-2?
KIT-1	KIZNOS	Oscuro	JOVEN-ADULTO			
KEA-1	XILIA		JOVEN			
SYR-1	N SYROS	Marrón oscuro, cabeza beige claro	ADULTO			
SYR-2	SE SYROS	Gris oscuro	ADULTO			
SYR-3	E SYROS	Marrón oscuro, manchas plateadas	JOVEN			
SYR-4	E SYROS	Negro	JOVEN			
GIA-1	GIAROS	Gris con motas ventrales blancos	ADULTO			
FAL-1	FALCONERA		ADULTO			
FAL-2	FALCONERA		ADULTO			

TOTAL POSIBLE = 55 adultos, 2 joven-adulto, 9 jóvenes, 10 jóvenes del año = 76, PROBABLE = 48 adultos, 2 joven-adulto, 9 jóvenes, 8 jóvenes del año = 67



Mykonos, Rinia, Dilos, Tragonisi y Ojtapodi: Ronald y Haley (1974) citan esta especie en Mykonos en 1972 (un adulto en tierra el 12/03/72). Las focas frecuentan la costa norte de Mykonos, así como el estrecho entre esta isla y Tragonisi. En un área de caza localizada en el sur de Mykonos han sido observados hasta un máximo de cinco animales. Las focas campean también en el sur de Dilos, en Rinia y en Ojtapodi (Figura 25). Estas costas están habitadas probablemente por cuatro adultos y dos juveniles (Tabla 9). Los dos juveniles son similares, marrón oscuro dorsalmente y vientre más claro, pero han sido observados juntos. Ellos podrían ser los dos juveniles observados en el este de Mykonos o bien las crías nacidas en Tragonisi en Septiembre de 1991. Parecen desplazarse entre Ojtapodi y Tragonisi, en la cual fue observado por nosotros uno de ellos. En estas islas aparece también un adulto blanco muy grande (observado en Rinia). Si consideramos que es el mismo individuo citado en Tinos y Andros deberíamos asumir que campea en un área muy amplia, con 45 mn (millas náuticas) de longitud. Considerando que el dato difiere en tres meses de los arriba citados, que toda el área puede ser cubierta costeando (salvo un estrecho de 5 mn entre Tinos y Mykonos), y que una foca vieja debe ser un animal con experiencia, se supone que nos encontramos ante la misma foca para evitar un doble conteo. Una foca negra muy grande es descrita como teniendo lapas adheridas a su dorso. Tiene una mancha blanca en el lado derecho del cuello. Es observada desde Dilos a Ojtapodi, siendo frecuente en la primera. Otro adulto oscuro ha sido observado junto con la foca blanca, y parece frecuentar el golfo de Panormos, en el norte de Mykonos. Finalmente, hay otro adulto, gris claro con panza blanca y muchas cicatrices en el centro de la espalda, considerado una de las dos hembras que criaron en 1991. Es citado en el sur de Mykonos, Tragonisi y Ojtapodi. Fue visto por el autor en una cueva de Tragonisi.

Donusa, Naxos, Mácares: Las focas localizadas en el área entre Naxos Este y Donusa parecen usar las islas Mácares como principal área de caza. Así, los mismos individuos se encuentran desde el cabo Muchuna, en Naxos Este (Figura 26) hasta el este de Donusa (Figura 25). Concretamente, hay un grupo en esta zona integrado por: Un gran adulto negro con manchas blancas, descritas como lapas, y una mancha blanca en la cabeza, Un adulto mucho más grande, gris muy oscuro con mancha ventral blanca, Un gran adulto, blanco con manchas negras, residía en el área al menos durante veinte años, pero fue muerto en 1990 por un pescador de Kufonisi. Posiblemente fuera un animal muy viejo, Un joven gris pardusco oscuro observado en Mácares desde septiembre 1991 hasta el final de junio 1994, fecha en que fue muerto por un pescador de Kufonisi. Además, una joven foca es citada desde septiembre 1991 en la cara noroeste de Naxos (Figura 26). En esa fecha el animal fue atrapado con un palangre y el sedal fue cortado para liberarlo. Se solía mover desde el cabo norte hasta la ciudad de Naxos. Probablemente esta es la foca que se ahogó en un trasmallo en el cabo Oeste de Naxos el 4 de Enero de 1995.



Figura 26. Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (*) de foca mediterránea en Naxos y pequeñas Cicladas, según datos tomados a los pescadores.

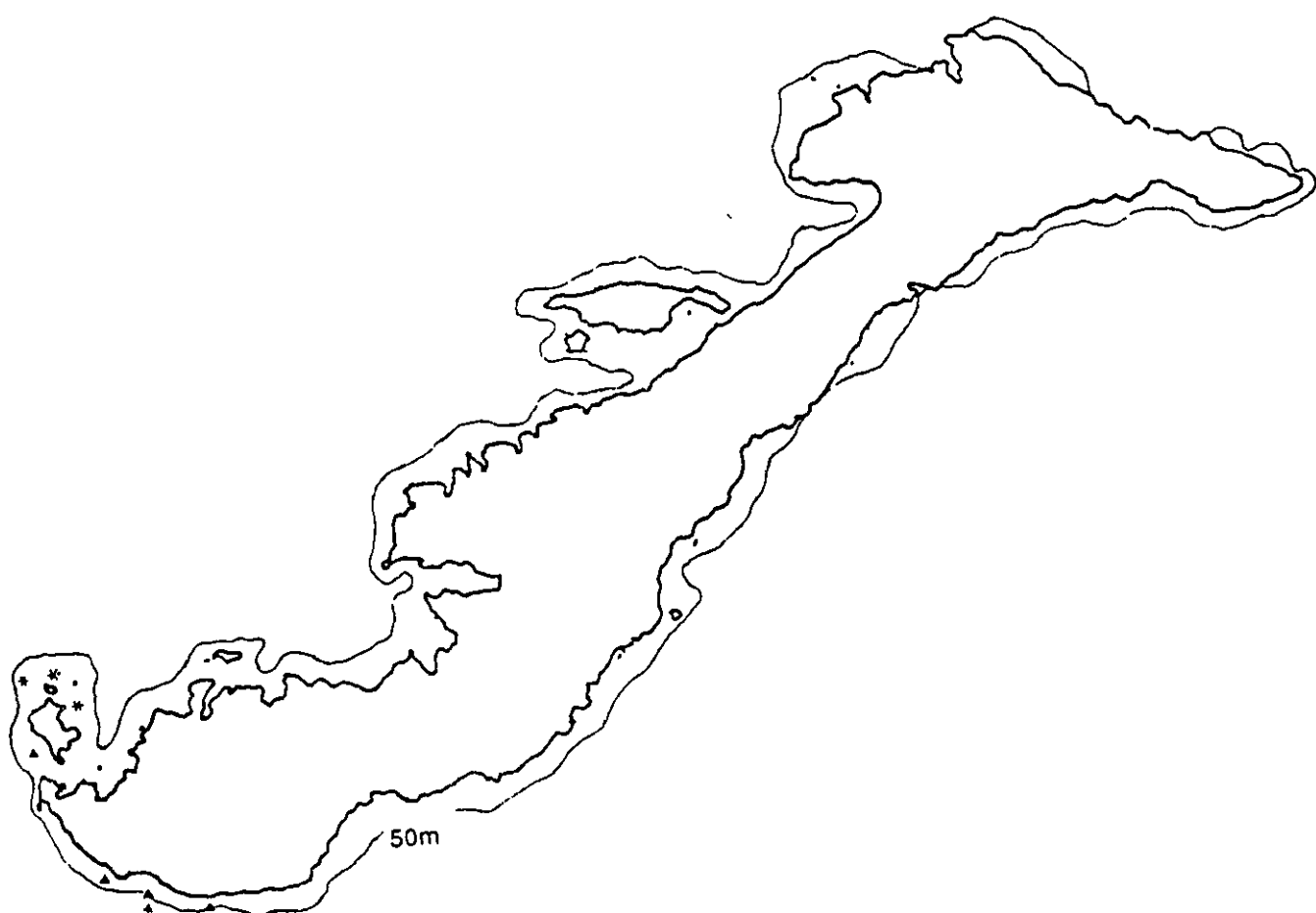
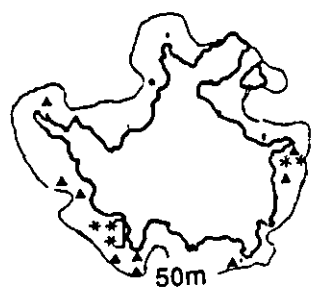


Figura 27. Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (*) de foca mediterránea en Donusa y Amorgós, según datos tomados a los navegadores.

Amorgós: Ronald y Haley (1974) citan la posible existencia de 30 focas en Amorgós en 1974, señalando que las focas no son vistas en invierno y que fueron observadas principalmente en Junio en las costas noroeste y suroeste. Recientemente, sólo un juvenil ha sido citado en Amorgós, campeando alrededor de la isla de Grambusa desde la Primavera de 1992 hasta al menos el Otoño del mismo año. Ninguna otra foca es citada en Amorgós, desde hace años, según los pescadores locales.

Kufonisia, Esjinusa, Keros, Iraklia: Ronald y Haley (1974) citan una foca en una cueva en Esjinusa (Junio 1974) y otras dos en Keros (07/06/74). En la actualidad no existe ninguna cueva en Esjinusa. La información recabada en las llamadas Pequeñas Cicladas Centrales nos permite estimar un mínimo de cuatro adultos, un juvenil y tres jóvenes del año, aunque la población parece ser mayor. Sus zonas de presencia se muestran en la figura 26. Un adulto gris oscuro con cabeza negra campea en el área entre Kufonisia y el islote Kopriá en el Norte. Otro adulto negro suele cazar calamares en el puerto de Pano Kufonisi en Otoño e Invierno. Se supone que ambos adultos son machos. Kufonisia es frecuentada también por un juvenil gris pardusco oscuro con manchas blancas (posiblemente mudando). Hay también citas de un juvenil en Iraklia y Esjinusa, pero podría ser el mismo. Tres jóvenes del año fueron vistos juntos en Kato Kufonisi en Abril de 1994. Se supone que son dos focas nacidas en Iraklia y otro individuo bien de Kato Kufonisi, bien de Keros. De otro modo, un total de cinco focas, podrían haber nacido en la región en esa temporada de cría. Una gran hembra, con dorso gris y pecho crema frecuenta el suroeste de Keros. Una probable hembra de dorso marrón oscuro y vientre beige vive en Iraklia en las mismas fechas. Datos de nacimientos sugieren que al menos tres hembras adultas y quizá hasta cinco podrían habitar en las pequeñas Cicladas centrales. El nacimiento de cinco (y quizá siete) crías en dos años, y la posibilidad de que los mellizos y los partos en años consecutivos sean escasos conduce a esta suposición. Además, tal número de hembras implicaría la permanencia de al menos un macho en el área.

Paros, Andíparos, Despoticó, Estronguiló: Los siguientes individuos son citados en estas islas. Un adulto muy grande, gris con dos manchas dorsales blancas vive alrededor del islote Gaiduronisi, en el norte de Paros (Figura 28). Sería una hembra con marcadas áreas de cicatrices. Otro adulto, con espalda y pecho marrón oscuro, campea desde ese islote hasta el norte de Andíparos. Se supone que sería el macho de esta zona. Un juvenil gris con vientre blanco, observado por el autor, frecuenta los islotes al norte de Antíparos. Dos adultos, ambos grises con vientre más claro, viven en el suroeste de Andíparos, donde fueron observados con dos crías. Se considera que son hembras.

Kímolos, Políegos: Estas islas, junto con Milos, son un caso especial, pues el seguimiento periódico de las cuevas durante el pico de la época de cría (Septiembre-Diciembre 1994), permitió un censo bastante completo de su población. En consecuencia, individuos similares que no pueden ser considerados diferentes cuando la información no proviene de un investigador, fueron reconocidos como distintos. Diez focas diferentes fueron observadas el 26 de octubre de 1994 y otras cinco el 27 de Octubre de 1994, constituyendo probablemente un récord de observaciones para el Mediterráneo. Cuatro de los individuos eran crías. Una breve descripción de los animales considerados se expone a

continuación Un individuo gris claro con una franja más oscura en la nuca frecuente Políegos Una gran hembra, más de 2,5m de longitud, es gris pardusca con el área ventral gris claro Fue observada con su cría tratando de mamar bajo el agua Dos focas fueron observadas combatiendo en la galería de un cueva Una de ellas podría ser la arriba citada, u otra exactamente igual que parió un día después en esa cueva La otra era similar pero mucho más pequeña Es probable que la madre que combatía estuviera mostrando intolerancia a juveniles o hembras que no están criando Las hembras con cría de foca monje hawaiana *Monachus schauinslandi* son generalmente intolerantes al menos a los machos adultos (Johanos et al 1994) En ese momento había dos crías en la cueva Una gran foca negra con mancha ventral blanca (considerada el macho del grupo) y la otra gran hembra de las dos citadas arriba estaban echadas en la playa de la cueva durante el combate Otro adulto gris con mejillas y área ventral blancas, así como una cicatriz en la espalda en forma de tridente, ha sido observado campeando en el área varias veces Un adulto gris claro con área ventral color crema visto en Kímolos se considera hembra adulta, pues exhibió comportamiento de protección hacia un joven del año cuando éste se aproximó al autor El joven del año era gris claro con mejillas y área ventral marrón claro Otra hembra gris fue observada poco después de parir una cría muy pequeña Considerando que también había un joven del año en la cueva, es posible que se tratara de las dos focas arriba citadas Sin embargo, este segundo joven fue observado a muy corta distancia fuera de la cueva y su panza era gris claro. Además, la hembra que protegía al primero citado no parecía en absoluto estar preñada. Ambas observaciones ocurrieron en la misma isla con una diferencia de diez días Como colofón, existen citas de dos crías en la cercana Milos, en la Primavera de ese año Un adulto gris con mancha abdominal blanca fue observado abandonando la cueva donde estaba la cría recién parida Tenía una gran cicatriz en zig zag sobre la espalda. Se le considera el macho de esta zona. Las áreas frecuentadas por las focas en Kímolos y Políegos se indican en la figura 29

Milos: Al menos otras tres focas pueden ser identificadas en el sector suroeste de Milos Un adulto beige claro con rayas oscuras en el rostro, de 2,4 m de largo Este animal estaba muy gordo, quizás preñado Podría ser la foca blanca descrita por pescadores como residente en el noreste de Milos en 1991 Otra foca beige claro con mancha ventral blanca y algo más pequeña fue observada diez minutos después de la anterior en otra cueva bastante alejada Este segundo animal tenía la parte superior de la espalda más oscura Un adulto negro con mancha ventral blanca fue observado desde corta distancia junto a esta foca Tenía muchas cicatrices blancas en la espalda y rostro, lo que le da un aspecto negro con líneas blancas Un animal así había sido refendo por pescadores de la isla dos años antes El cadáver de una foca bastante descompuesto, pero con la piel reseca, fue hallado en Andímilos en Mayo de 1995 El animal era un macho de 2,35 m de longitud total y siguiendo nuestra metodología asumimos que se trata del mismo individuo Una foca negra con mancha blanca en la espalda, citada como residente en Andímilos en 1992, es citada en el suroeste de Milos en Agosto de 1994 Este animal podría ser también la foca negra vista con el harén de Políegos, pues la espalda de esta última no pudo ser observada Es de destacar que no se observaron juveniles durante el seguimiento periódico a lo largo de la época de cría Es posible que esta clase de edad exista en el área pero que sean excluidos de la zona por los adultos en esta época Las áreas frecuentadas por las focas en Milos se señalan en la figura 29

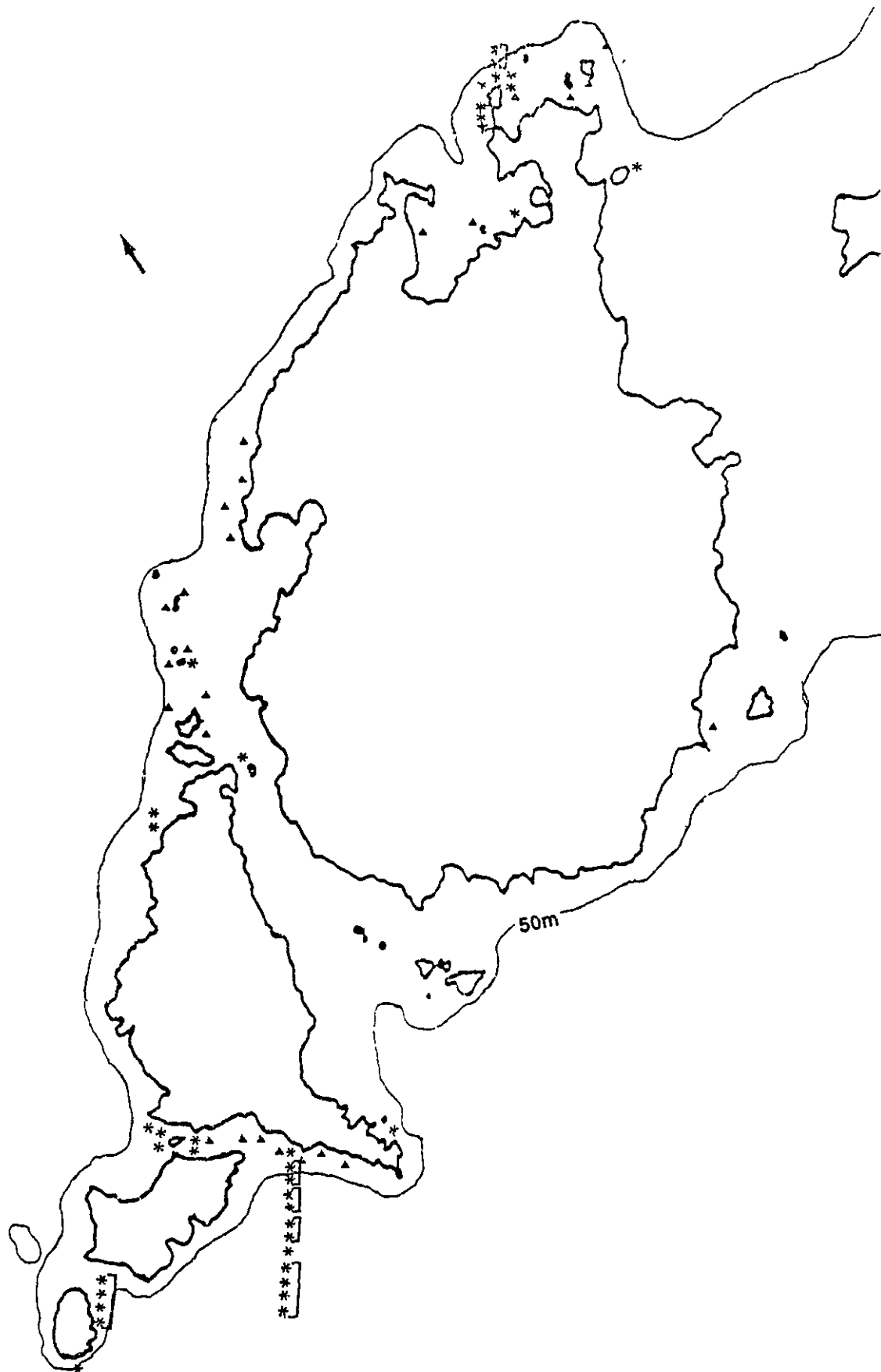


Figura 28. Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (*) de foca mediterránea en Paros, Antíparos, Despotikó y Estronguiló, según datos tomados a los pescadores.



Figura 29. Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (*) de foca mediterránea en Milos, Kímolos y Políegos según datos tomados a los pescadores.

Folegandros, Kardiotisa, Síkinos, los: La actividad de las focas en esta zona parece concentrarse en el área sur de Síkinos (Figura 30), donde tienen lugar nacimientos. Estas islas albergan un mínimo de cuatro focas, tras el ahogamiento en trasmallo de un gran adulto negro en Síkinos en Mayo 1993. Los animales campean alrededor de todas las islas, con menos avistamientos en la cara sur de Folegandros, aunque debe mencionarse que sólo hay cuatro pesqueros faenando en el área. Un gran adulto gris pardusco y otro gris claro frecuentan Síkinos y Kardiotisa. Un gran adulto negro con manchas blancas vive al norte de Folegandros. Puede ser el único macho maduro que queda en el área. Un joven macho (con librea juvenil en muda en febrero 1997) se avista en toda el área. Este animal parece ser el responsable del único daño en trasmallos registrado a lo largo de ocho meses de seguimiento periódico de dos pesqueros con base en Folegandros en 1994. No parecen existir adultos en la isla de los, aunque la evaluación del hábitat de la isla no ha sido hecha aún. Existe un juvenil en la cara noreste.

Santorini, Anáfi: Ronald y Haley (1974) citan la especie en Santorini en 1970 y 1966 y estiman la presencia de al menos cinco juveniles y un adulto en 1974. Actualmente, Santorini es frecuentado por al menos seis individuos, como revela una observación múltiple en 1993. En base a este dato, individuos descritos como muy similares son considerados distintos. Un gran animal gris oscuro observado en el norte la primavera de 1993 se supone que puede ser uno de los dos individuos negros registrados como residentes en los islotes Cristianá, al suroeste de Santorini en 1992, y considerados machos satélites, aunque podría ser otro macho emparejado a la foca blanca que vive en el norte de Santorini. Dos adultos gris oscuro fueron observados juntos al sur de la isla en la Primavera de 1994 (Figura 31). A falta de otras observaciones más detalladas y teniendo en cuenta la observación múltiple se consideran distintos de los negros. Tres adultos negros observados por la guardacostas en febrero 1996 se consideran los mismos adultos citados más arriba. Un joven del año es registrado en el islote Aspronisi en la Primavera de 1994. Un gran adulto blanco vive en el noreste de la isla. Ronald y Haley (1974) consideran probable la presencia de la foca en Anafi en 1974, pero sin tener observaciones concretas. Citan una hembra y tres juveniles en 1944 en Makrá. Tres adultos son registrados en Anafi y los islotes Pajá y Makrá. El habitante de los últimos es negro. Los otros dos podrían ser grises con vientre claro. Muy posiblemente se traten de un macho dominante y dos hembras respectivamente, pues dos crías nacieron en la isla en 1994 (Figura 32).

Sífnos: Al menos una hembra adulta vive en Sífnos, pues una cría nació en Otoño de 1994 en el sur de la isla. La actividad de las focas es referida en el cabo Norte, el Sur y el islote Ktrianí, donde se observa un adulto negro, que quizá sea un macho. Las áreas donde se observan focas en Sífnos, Sérifos y Sífnos se indican en la figura 33.

Sérifos: Marchessaux y Duguy (1976) citan la especie en esta isla. Según nuestros datos, un adulto gris vive alrededor del islote Avgó. Un adulto negro con mancha blanca en el vientre se observa en toda la isla. Otro adulto negro, con mancha blanca en la cabeza es citado en los islotes Sérifopula y Piperi.

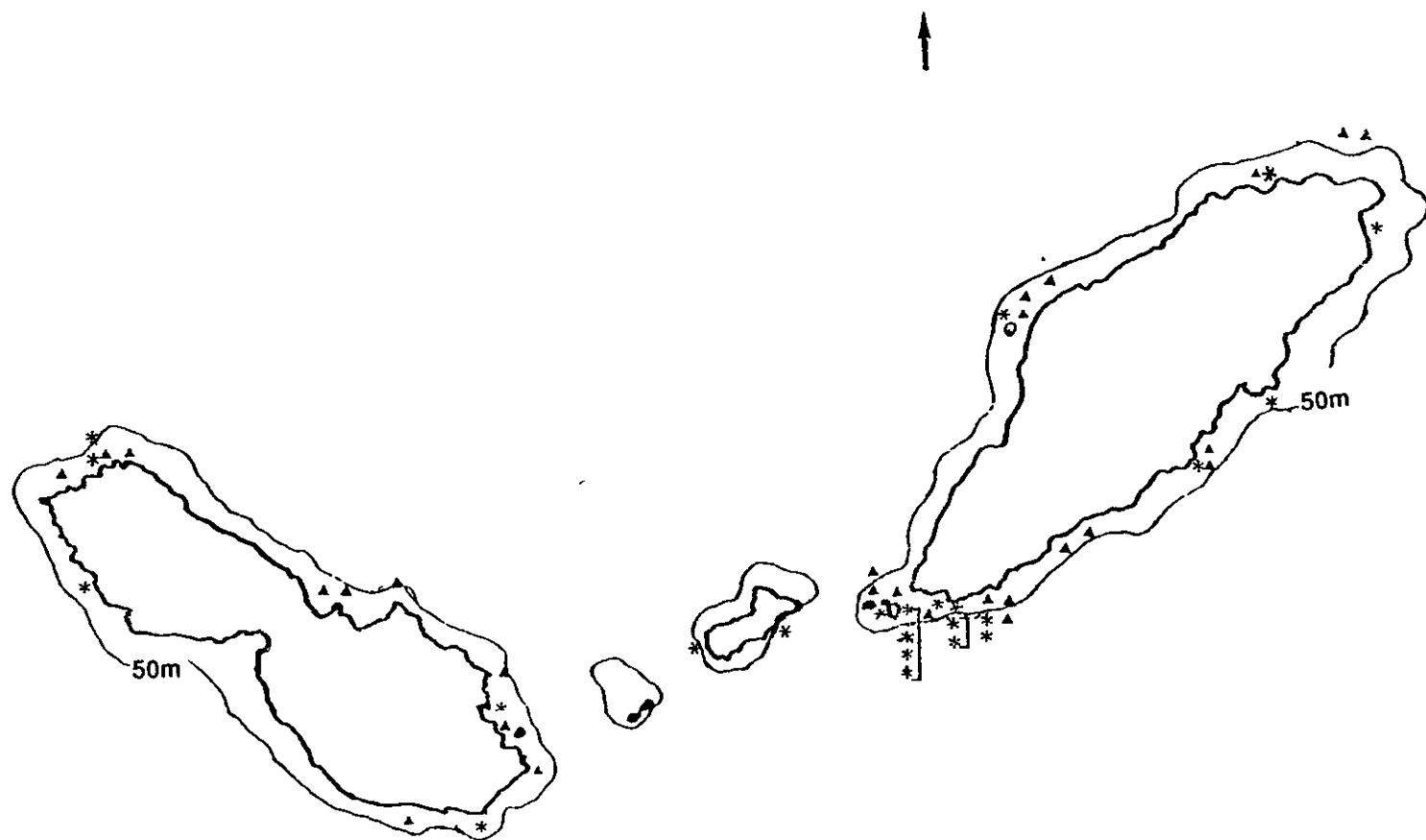


Figura 30. Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (*) de foca mediterránea en Folegandros y Sifnos, según datos tomados a los pescadores.

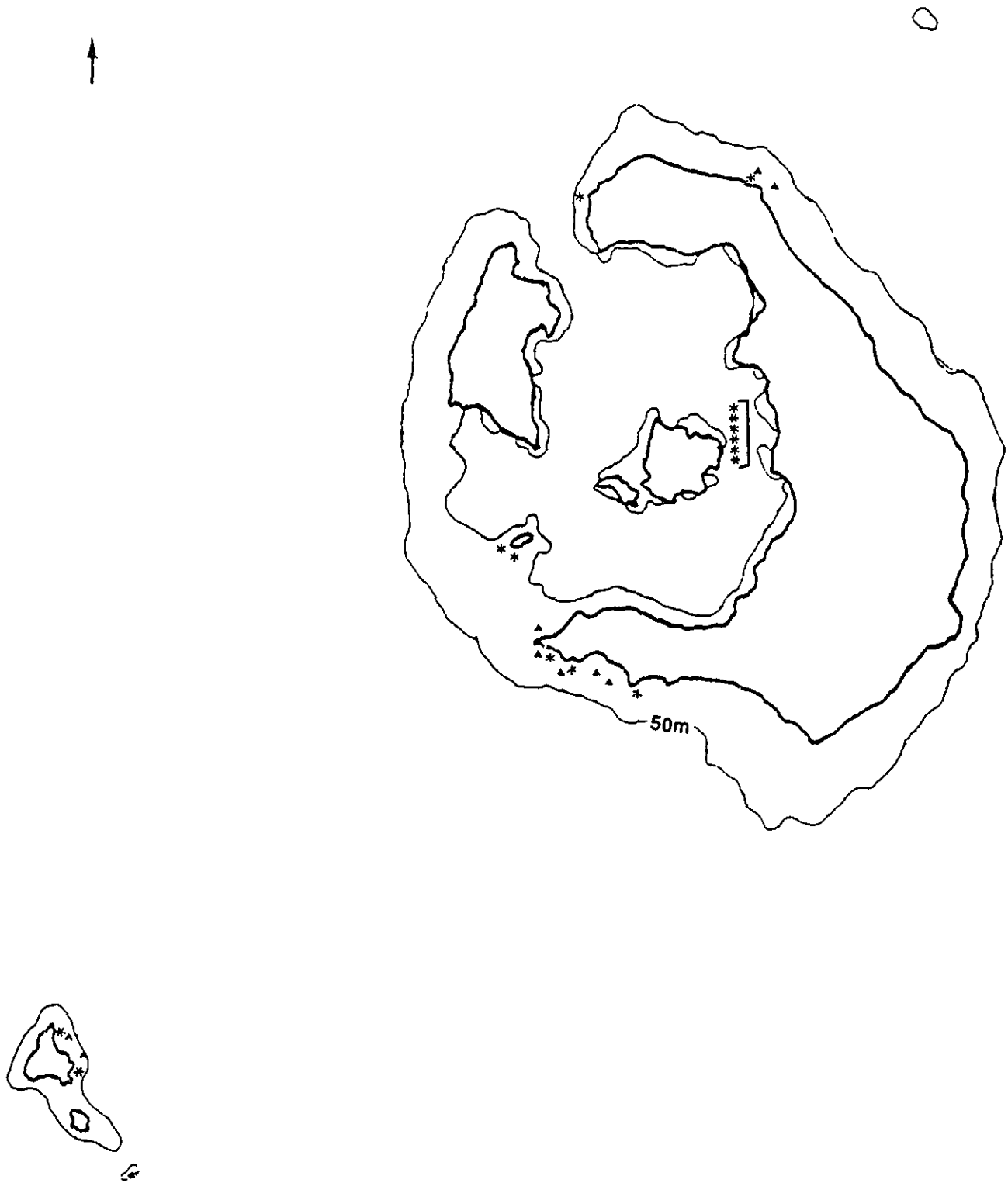


Figura 31. Areas frecuentadas (▲) y avistamientos concretos (*) de foca mediterránea en Santorini, según datos tomados a los pescadores.

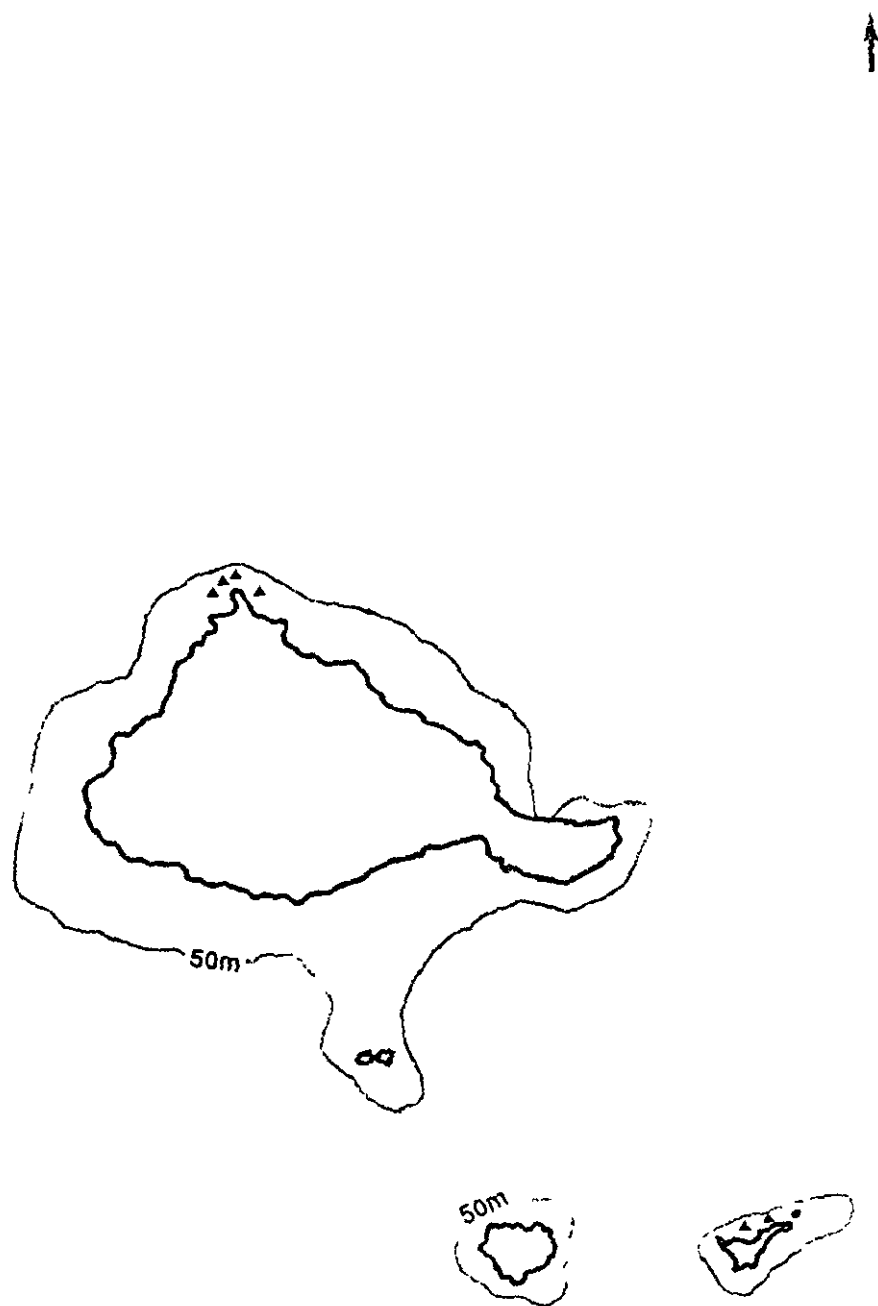


Figura 32. Areas frecuentadas (▲) por la foca mediterránea en Anafi, según datos tomados a los pescadores.

Kíznos: Marchessaux y Duguy (1976) citan la especie también en Kíznos. No hay información precisa sobre esta isla, pero es posible que estuviera habitada por un juvenil en 1992.

Kea: Un juvenil es registrado en el puerto de Korisiá en Enero de 1993. Según un informante local el animal reside en Xilia, 2mn hacia el sur.

Yaros: Una gran foca, gris claro con manchas blancas en el vientre residía en esta isla en 1992. Yaros es una base militar y su visita está prohibida. La última observación recogida de Yaros data de Febrero 1994, pero sin detalles del animal.

Siros: Marchessaux y Duguy (1976) estiman una población en la isla de entre 10 y 15 individuos, con mayor presencia en las costas Sur y Este, tras la residencia del primero en Siros durante años. Dimitropoulos (1989) observa la especie en todas las costas de la isla, incluyendo un individuo completamente blanco el verano de 1988. En nuestro estudio, dos adultos y dos juveniles fueron identificados en la isla en 1992. Un adulto gris oscuro campea desde la costa oeste hasta el islote Aspronisi. Otro adulto distinto, marrón oscuro con cabeza beige claro vive en el cabo norte. Un joven marrón oscuro con manchas plateadas (posiblemente mudando) era observado desde el puerto de Siros hasta Aspronisi, mientras que otro joven negro vivía en Estronguiló.

Golfo de Saronicos

Eyina, Anguistri: Una foca negra de cerca de tres metros suele verse entre el sur de Eyina y Anguistri. Existe otra foca adulta gris que parece habitar sólo en Eyina, y a la que se ha visto junto con la negra cerca de la antigua cueva de cría existente en el islote Moní, al suroeste de Eyina y cerca de la cueva situada en el noreste de Eyina. Deben tratarse de un macho muy viejo y de una hembra.

Poros, Mezana: La foca negra ha sido observada también descansando en la cueva Cocoreli, situada en el cabo norte de Poros y alrededor de Mezana.

Salamina: Una gran foca gris es observada por buzos de Salamina pero no existe gran distancia hasta Eyina (6 mn).

Ayos Yoryos: Una pareja de focas habita esta isla, en la cual los pescadores afirman que hay una cueva usada por ellas para criar.

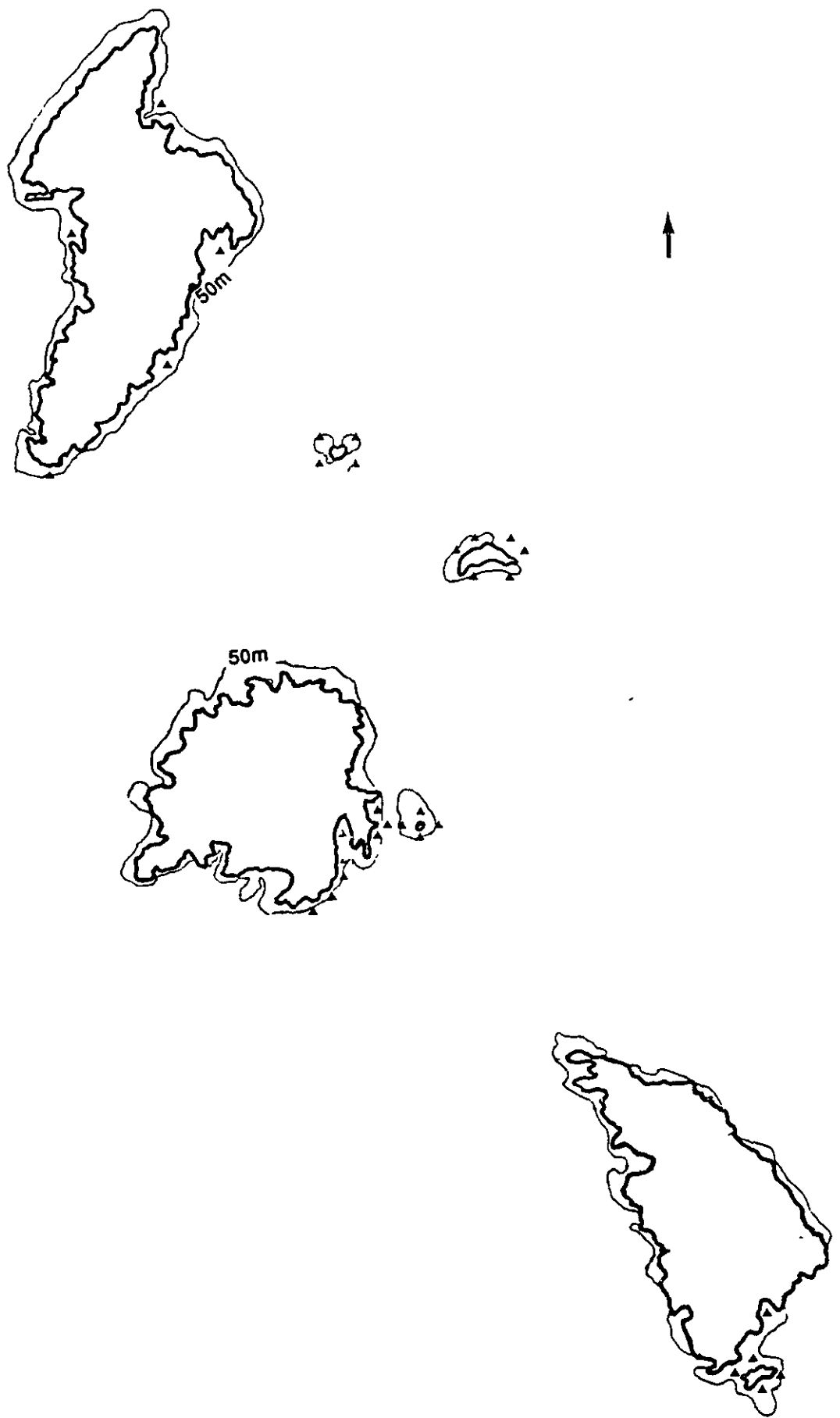


Figura 33. Areas frecuentadas (▲) por la foca mediterránea en Sifnos, Sérifos y Kíznos según datos tomados a los pescadores.

Golfo de La Argolida

Hydra: Dos adultos, uno negro y otro gris viven en la cara sur de Hydra. Existe reproducción en el islote Stavronissi. Son probablemente macho y hembra.

Spetses: Sólo un adulto gris claro parece vivir en el suroeste de la isla. Podría descansar en la cueva de Bekiris, que es visitada en verano por turistas. Se supone que es la misma hembra adulta de Spetsopula, pues han sido observados tanto un adulto gris como crías junto a esa isla. Un juvenil color gris fue atrapado en Jinicha, Peloponeso, frente a Speches en Marzo de 1991 y liberado. En ese punto los pescadores afirman que hay una cueva donde descansan focas.

2.1.3 Jónico

Golfo de Laconia

No hay registros históricos para esta zona.

En invierno de 1991, al menos dos juveniles grises son citados en el Cabo Malea, en el extremo sureste del Peloponeso. En la cara este del golfo existen al menos un adulto de sexo indeterminado y un juvenil alrededor del Cabo Xilís.

Golfo de Mesinia

Vamvakas (1978) en base a encuestas hechas por la guardacostas a los pescadores cita la presencia de entre diez y veinte focas en la orilla Este del Golfo y entre seis y diez en la Oeste, así como presencia en toda la península Suroeste del Peloponeso y las islas Inuses.

En la actualidad existe al menos una foca de sexo indeterminado habitando en el famoso complejo de cuevas visitable de Diró, en la orilla Este del Golfo.

Islas Inuses

Este grupo de cuatro islas situado en el extremo suroeste del Peloponeso, junto al golfo de Mesinia, da cobijo al menos a dos adultos en 1995, uno de ellos casi blanco

Zákintos

La presencia de la foca en la isla es reflejada por Kühn (1930). Sergeant et al (1978) la citan en el cabo Oeste de Zákintos. Vamvakas et al (1978) recogen citas de entre seis y diez individuos viviendo en la costa Oeste, con presencia de individuos en la bahía sur (Laganas) y en el Noreste de la isla. Harwood et al (1984) no encontraron rastros de la especie en una exploración efectuada en 1983

La distribución de la foca monje entre la Primavera de 1990 y el Verano de 1991 se muestra en las figuras 34 y 35. La distribución de las focas en Zákintos parece incluir todo el contorno de la isla, incluyendo también sectores en los que no hay cuevas apropiadas para su descanso.

Atendiendo a la distribución a lo largo del año podemos afirmar lo siguiente.

Una comparación de estaciones similares se puede hacer sólo para Verano y Otoño y puede ser una indicación de la actividad de las focas en la región. Los datos correspondientes a la Primavera de 1990 fueron colectados en Verano de 1990, por lo que pueden haberse registrado comparativamente menos avistamientos de los reales. Tampoco existen datos consistentes para el Invierno de 1989-90.

Las observaciones en Verano de 1990 (Figura 34) muestran mayor actividad de las focas que en Verano de 1991 en las áreas de Porto Bromi (NW) y cabo Eskinari (N) (Figura 35). El esfuerzo de tiempo para la colección de datos fue el mismo en ambos años para Porto Bromi, mientras que el cabo Eskinari fue visitado más a menudo en 1991. Consecuentemente, la diferencia en actividad podría ser real y estaría conectada a la presencia de una cría, observada en ambas áreas.

Las observaciones en el SW en otoño de 1990 (Figura 34) son más escasas que las del otoño de 1991 (Figura 35), pero esto puede ser debido a la menor actividad pesquera en el primer año en ese área. Lo contrario ocurre en las áreas de Porto Bromi y Eskinari, donde el mal tiempo en otoño de 1991 no permitió a los pescadores faenar. En el área de Laganás se registran aproximadamente las mismas observaciones durante los Otoños de 1990 y 1991, a pesar de que la cueva localizada en el islote Marazonisi era usada regularmente por una foca hacia el final de esa estación. La actividad de las focas en el NE parece mayor en el otoño de 1991 con relación a 1990.

Con respecto al segundo período del estudio, y aunque no se realizó investigación en las cuevas entre Enero y Junio de 1992, sí se colectaron citas de animales en estos meses, así como durante el resto de la investigación, que duró hasta final de Septiembre de 1993. Las figuras 35, 36 y 37 muestran las citas de la especie durante este período.

El invierno es una estación con muy pocas citas debido a la fuerte reducción de las faenas pesqueras debido al mal tiempo.

El menor número de observaciones en Primavera de 1992 en comparación con 1993 puede ser causado por dificultades para la recogida de datos en la primera. No obstante, la actividad de las focas en la segunda parece mayor que en todas las anteriores estaciones, incluso teniendo en cuenta la actividad pesquera en esa estación.

Se observaron más veces focas en el Este de la bahía de Laganás en verano de 1993 que en verano de 1992, a pesar de que tuvo una menor actividad pesquera.

Las observaciones de focas registradas en otoño de 1992 son mucho menores que en años pasados, pero esto podría ser debido a la falta de ayuda para la colecta de datos en aquel período.

Las focas identificadas en Zákintos entre agosto de 1990 y enero de 1992 son mostradas en la tabla 10.

Se identificaron con seguridad nueve adultos, un juvenil o adulto, cuatro juveniles y un joven del año. Otros tres adultos, dos jóvenes o adultos y dos jóvenes podrían frecuentar esta isla. Esto da una cifra de 15 focas y posiblemente hasta 22 individuos, sin considerar las crías nacidas durante este período, las cuales se muestran también en la tabla 10.

Durante la continuación del estudio, desde julio de 1992 hasta el final de septiembre de 1993, no se identificaron nuevos individuos, lo que sugiere que toda la población podía haber sido ya identificada. El menor número de focas reconocidas no indica necesariamente una disminución equivalente de la población. Tuvieron lugar menos observaciones buenas, lo que no permitió el reconocimiento de más individuos que los 10 (incluidas dos crías), indicados en la tabla 11.



Figura 34. Avistamientos de focas por la población local en Zakintos.



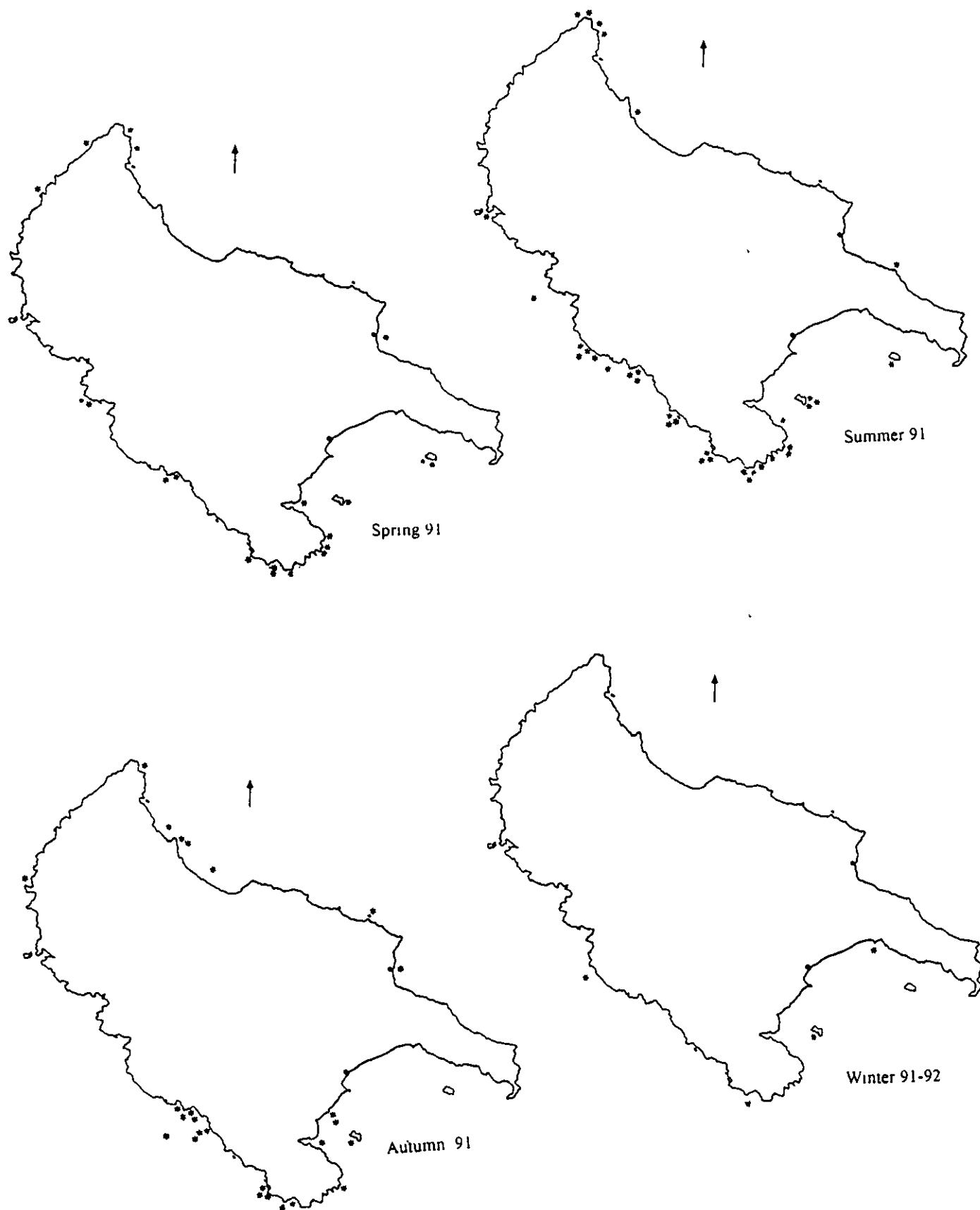


Figura 35. Avistamientos de focas por la población local en Zakintos.

Tabla 10. Población de la foca monje identificada en Zákintos entre noviembre de 1990 y enero de 1992.

Nº de cita del 9/90 al 1/92	COLORES Y PATRONES	MEDIDA TOTAL	SEXO	CLASE DE EDAD	COMENTARIOS
27	Dorso y lados posteriores ventrales gris parduzco	2,5-3	H	ADULTO	
45	Dorso blanco grisáceo con dos al menos manchas gris oscuro y aletas traseras oscuras			ADULTO	
50	Ventre gris medio-oscuro, con mancha crema en el medio que tiene algunos lunares oscuros, y cola negra		M	ADULTO	
51	Ventre gris medio con dos manchas beige, cabeza gris	2,5		ADULTO	
57	Dorso marrón oscuro, círculo blanco en el estómago		M	ADULTO	Posiblemente lunares blancos en la cola
73	Dorso gris claro, aletas, barbilla y garganta blancas	>2,5	H	ADULTO	Cicatriz en forma de X en la barbilla, bajo los labios
74	Dorso marrón oscuro, garganta beige claro	2,0	H	SUBADULTO	
76	Dorso gris oscuro parduzco, mejillas y vientre beige claro	2,0	H	SUBADULTO	Cabeza muy cuadrada
86	Cabeza gris oscuro, dorso, vientre, cuello y aletas gris claro por delante y cola y aletas por detrás marrón	2,1	H	ADULTO	Muchas cicatrices en el dorso
31	Dorso marrón oscuro con lados grises en el vientre, barbilla blanca			JOVEN-ADULTO	
55	Dorso gris con cuadrado crema en el estómago y motas blancas en las aletas	1,70-1,80		JOVEN	Cicatriz en la cola
56	Dorso gris, lados y cara gris claro	<1,5		JOVEN	Cicatriz blanca en la espalda
60	Dorso marfil con motas gris oscuro, colgando el labio superior en un lado de la boca	1,80		JOVEN	
62	Cabeza beige			JOVEN	Posiblemente cria de (2)
39	Dorso negro, vientre blanco con motas negras			JOVEN-CRIA	
53	Dorso gris oscuro, cabeza gris medio, vientre crema	<1,5		CRIA	
75	Dorso gris medio, vientre gris claro, cuadrado gris oscuro detrás del ojo izquierdo	1,25		CRIA	

Tabla 10 (continuación)

77	Dorso gris plateado, cara y vientre gris	1,0		CRÍA	
(66)	Dorso gris muy oscuro, vientre beige, manchas blancas en las aletas		M	ADULTO	
(80)	Dorso gris claro, mancha crema		M	ADULTO	Muy grande >2,5?
(84)	Dorso medio-gris, mejillas y vientre gris muy claro, aletas blancas	2,0	H	ADULTO	
(61)	Marrón muy oscuro con mancha blanca en el lado derecho			JOVEN-ADULTO	
(26)	Dorso gris con collar gris blanquecino			JOVEN	
(85)	Dorso gris medio con tres manchas claras en el lado derecho, mejillas y vientre gris claro, aleta derecha gris oscuro			JOVEN	
(83)	Dorso gris muy oscuro con mancha gris claro en el lado izquierdo, gris claro alrededor de los ojos y vientre	1,3		CRÍA	
(A)	Gris con mancha blanca en el lado dorsal			JOVEN-ADULTO	

() No identificada con seguridad.

Se dan sólo las medidas de las focas si son vistas a menos de 5 metros. En caso contrario una estima puede aparecer en los comentarios.

Tabla 11. Población de focas reconocida en Zákintos entre julio de 1992 y septiembre de 1993.

Nº de cita del 9/90 al 1/92	Nº de cita del 7/92 al 9/93	COLORES Y PATRONES	MEDIDA TOTAL	SEXO	CLASE DE EDAD	COMENTARIOS
27	467	Dorso gris-beige uniforme y vientre más claro. Motas grises en las aletas	2,5	H	ADULTO	
50	491	Cuerpo gris, aletas gris claro, mancha ventral que va desde la parte de atrás de la aleta hasta la mitad de la cola. En la parte izquierda la mancha llega hasta la aleta frontal		M	ADULTO	Alrededor de 2,5 m
57	477	Dorso gris muy oscuro, casi negro, con mancha blanca triangular a la izquierda viniendo del vientre, mota blanca en el lado dorsal de la cola	2,3	M	ADULTO	
73	457	Ventre blanco, dorso gris	2,5	H	ADULTO	
(83)?	487	Dorso gris con mota blancuzca de 30cm en el centro y otra de 15cm hacia la izquierda	1,80		JOVEN	
(84)?	478	Dorso gris, vientre blanco, aletas blancas			JOVEN-ADULTO	Alrededor de 1,80 m
	496	Dorso gris oscuro, vientre blanco	1,80		JOVEN	
	458	Dorso gris, vientre crema claro	1,50		CRIA	nacido en octubre de 1992
	471	Gris claro entero	1,40		CRIA	nacido sobre febrero del 93
76		Dorso gris, vientre gris claro	2,10	H	SUBADULTO	Ahogado en red en mayo del 93 Nacida en la segunda mitad del 89

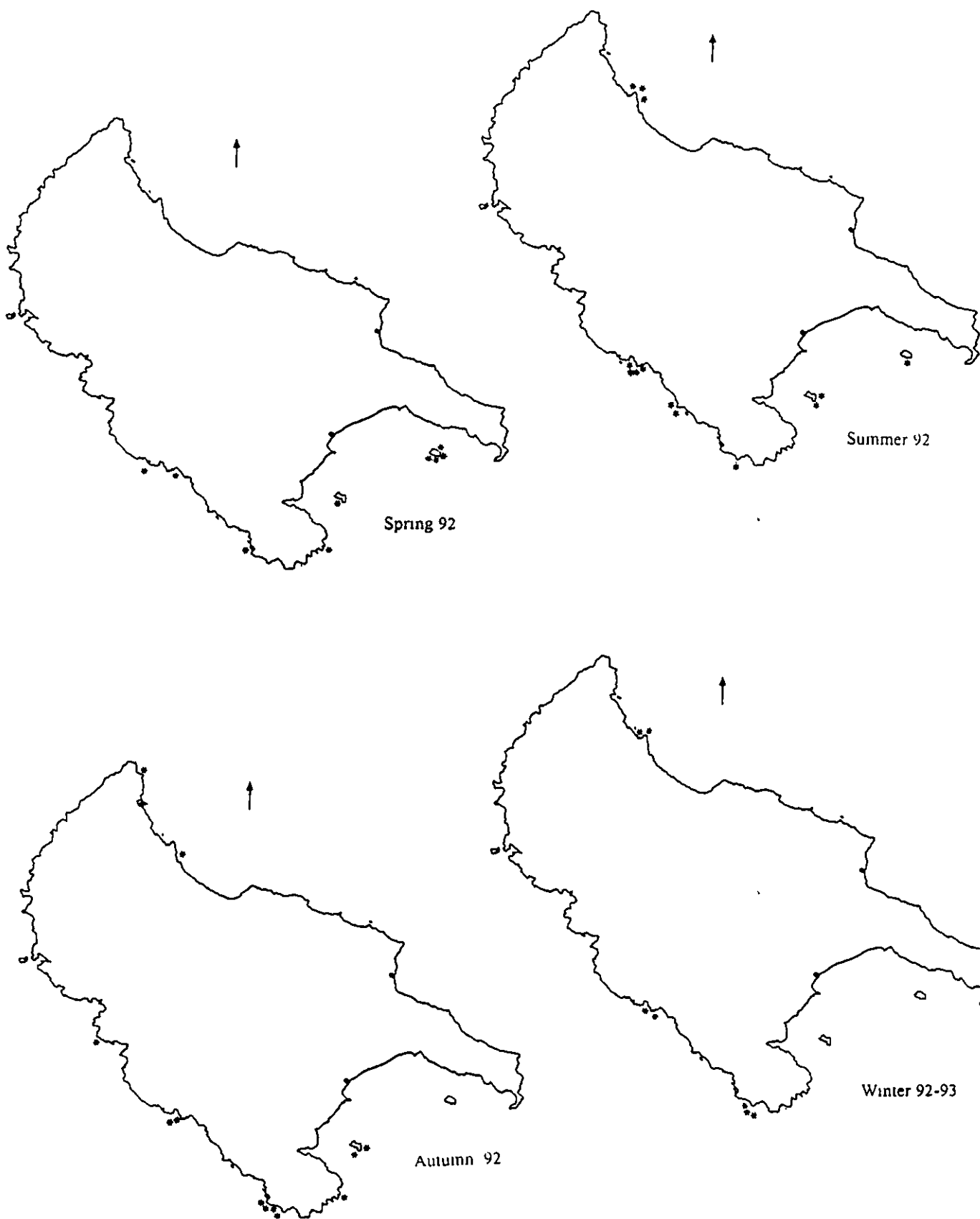


Figura 36. Avistamientos de focas por la población local en Zakintos.

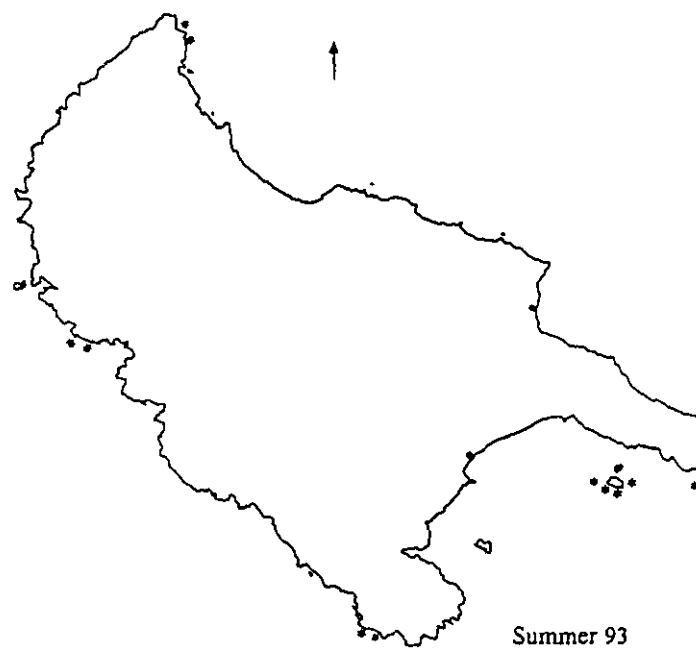
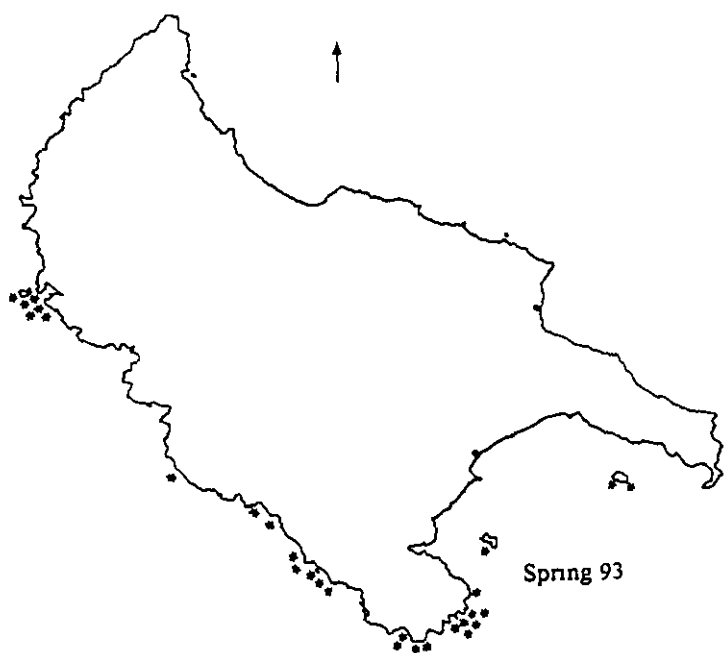


Figura 37. Avistamientos de focas por la población local en Zakintos.

2 1.4. Adriático Norte y Central

Croacia

Casi todas las observaciones registradas durante este siglo en Croacia citan un individuo o raramente dos. Sólo existe una observación de tres individuos en 1968 en la isla de Brusnik (Gomercic com. pers.)

Gomercic et al (1984) registraron un total de 25 observaciones por parte de residentes locales durante el período 1978-83, la mayoría concentradas en la isla de Lástovo, pero incluyendo también registros procedentes de Pelyesac, Juar, Mliet, Brusnik, Palagrusa y Pag. Marchessaux (1989a) cita una población superviviente de unos 20 individuos, de acuerdo con Jardas y Draganovic (1987). Antica et al (1994) registran 20 citas colectadas con cuestionarios remitidos por residentes locales durante el período 1980-89 y sólo 7 desde 1990, estos últimos correspondientes a un sólo individuo visto en Palagrusa en 1993.

La figura 38 muestra todos los puntos donde la foca monje fue observada en Croacia durante el presente siglo y la tabla 12 refleja todas las observaciones registradas desde 1980.

Dalmacia fue explorada entre octubre y noviembre de 1995. El área estudiada incluyó las siguientes islas.

Vis, Bísevo, Svétac, Brúsnik, Súsac, Lástovo y islotes Lastovchi, Vriovniaci, Mliet, Lopud, Yaklián, Sipan, Kórchula, Palagrusa y la península de Pelyesac. También se exploraron todos los islotes situados a su alrededor.

No se observaron ni individuos ni rastros de éstos durante la expedición. No obstante, los pescadores del puerto de Tristenik, en Pelyesac central, observaron daños de origen desconocido en sus redes en agosto de 1995. Según sus descripciones, los daños consistían en agujeros repartidos irregularmente en los trasmallos, como si un buceador hubiera arrancado los peces. Esta descripción concuerda bien con la apariencia de los daños producidos por las focas monje en

las redes. Los animales capturan cada pez situándose frente a él sujetas a la red con las patas delanteras y arrancándolo con sus fauces. Como consecuencia se producen tres agujeros, siendo usualmente el central más grande que los otros.

Según una colega croata (Skakelja pers. com.) una foca monje fue avistada dos veces por un pescador algunas millas al norte del puerto de Tristenik en el verano de 1995. Es interesante resaltar que los pescadores de ese área conocían bien cómo rompían las focas las nasas en el pasado, pero no sabían que pudieran producir daños en las redes.

Tabla 12 Observaciones de foca monje en Croacia desde 1980 (Gomeri y Huber).

FECHA	LOCALIZACION	COMENTARIOS
1980	Korta. Lastovo	
1980	Punta Sozanj Krucia	
1980	Kopiste-Mrcara Ubli	
1980	Uvala Bezdiđa Peljesac	
22-08-81	Janjine. Peljesac	
20-07-82	Uvala Slatina Pag	
1982	Komati	
1982	Kavran Pula	
1982	Velevitski Kanal	
1983	Olibski Kanal, Silba	
15-07-83	Otocic Sikavica Pag	2 focas (10 min desde barco)
03-1985	Krk	2 focas (desde una avioneta)
1985	Struga Lastovo	
05-07-88	Stara povljana Pag	Desde una tabla de surf
1988	Simuna Pag	2 focas
1988	Zaglav Lastovo	
1990	Konavoske Stijene	
10-1992	Puerto de Polace Mljet	foca joven
15-02-1993 a 05-06-1993	Veliko zalo. palagruza	8 avistamientos de una foca joven
verano, 1995	Peljesac frente a Korchula	

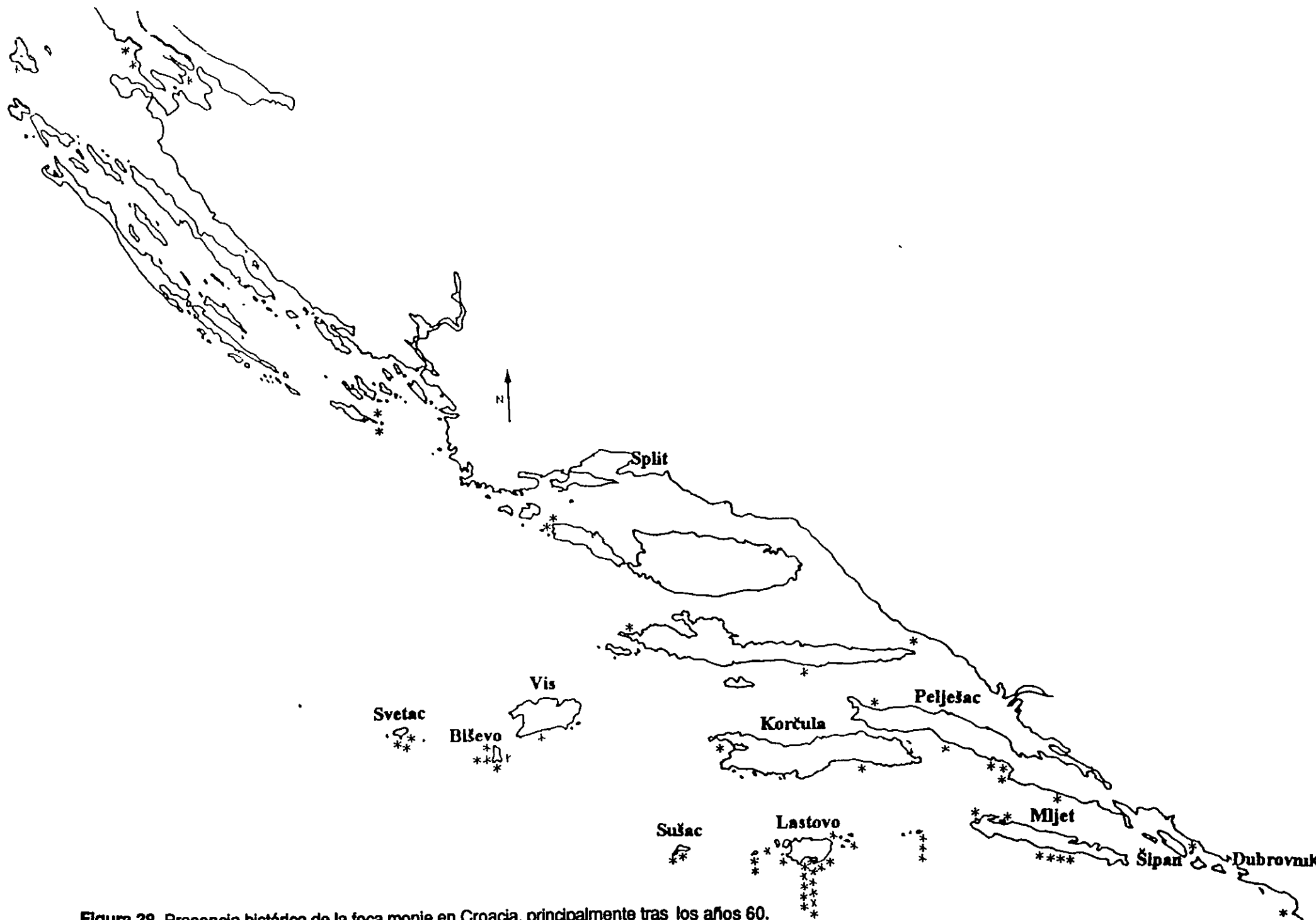


Figura 38. Presencia histórica de la foca monje en Croacia, principalmente tras los años 60.

La fecha aproximada de desaparición de la población residente de focas en las diferentes áreas fue como sigue:

Vis: Las focas desaparecieron hace más de veinte años. Los animales solían vivir en los alrededores de las islas Bisevo y Svetac, desapareciendo antes de la primera

Lástovo: La última observación registrada en Lástovo fue en los ochenta (Gomercic et al 1984). Las focas desaparecieron más tarde de Susac. Los fareros que viven en Susac desde 1990 no han visto nunca una foca ni han sufrido daños en las nasas.

Mliet: La única cueva habitable fue inutilizada tras la construcción de un muelle en su interior hace más de 30 años. No obstante, se observó un juvenil descansando sobre una roca en el islote Ovrot, situado a la entrada del puerto de Polace (NW Mliet) en octubre de 1992.

Pelyesac: Los pescadores de Suliana recuerdan la presencia constante de focas en los años setenta y su desaparición desde 1980.

Sipan: Los pescadores sólo recuerdan una foca residente en el área y matada en 1944 por un soldado italiano, y otro individuo frecuentando la cara sur de la isla en 1950.

Palagruša: Un juvenil frecuentó estos islotes localizados en el centro del Adriático en el verano de 1993. Los avistamientos fueron confirmados en persona por el guardacostas que la veía, el cual actualmente está destinado en Lástovo.

2.1.5 Adriático Sur (Albania)

Aunque no está confirmada su extinción, la foca no se ve en este país desde hace años (Vaso com. pers., Lamaní com. pers.). La especie se reproducía en la franja comprendida entre la península de Karaburum, en el tercio sur del país, y la zona fronteriza con Grecia (Lamaní com. pers.), de la cual la isla de Kérkira se halla a muy pocas millas. La cría conservada en el museo de Tirana proviene de Sarandes, en esta última zona.

2.2. Estructura de las poblaciones de foca monje.

Considerando las libreas de los individuos identificados en el estudio y el número de nacimientos en cada zona se puede hacer una aproximación a la razón de sexos existente.

Un total de 14 adultos y subadultos no negros, cuyo sexo se desconoce, fueron identificados en las zonas descritas, sin incluir Zákintos ni las Cicladadas. Debe considerarse la posibilidad de que algunos de estos animales sean machos subadultos cuyo pelaje sigue siendo gris, a pesar de poder superar un tamaño hasta la cola de al menos 2,18 cm. Existen otras 7 hembras y 5 machos, considerando a estos como focas grises muy oscuras o negras con mancha abdominal blanca, todos ellos en áreas donde existe reproducción. Además se identificó un macho adulto en zona no reproductora, es decir un macho "satélite", el cual reside en la península de Casandra, en la Calcídica. El número de juveniles identificado fue de 5 individuos, cuyo sexo no puede conocerse por la librea.

La población de machos residente en Zákintos parece haber estado integrada durante el período de estudio por al menos tres machos adultos, uno en las cuevas de la costa SW (macho matado con dinamita en Septiembre 1994), otro en las de la costa Noroeste y un tercero en la costa noreste posiblemente muerto de disparo en 1992. Este último debía ser un individuo satélite, pues frecuentaba una zona en la que no existe reproducción y en la que ni siquiera hemos visto hembras. Es posible además, que el macho que cazaba en un territorio acuático contiguo al del dinamitado en 1994 sea distinto de aquél que parece reproducirse en el Noroeste de la isla, pues ambas zonas distan unas 20 mn y el ritmo de reproducción no ha variado desde que murieron los machos citados. El número de hembras es de al menos 3, igual al del probable máximo anual de partos en la isla, habiendo otros 3 adultos o subadultos de sexo no determinado. Los juveniles son 6 individuos.

En las Cicladadas, sobre un total de 67 individuos tenemos 16 juveniles. Los adultos no sexados son 14, las hembras son al menos 18 y existen 19 machos con

la típica librea adulta. De éstos, 8 individuos parecen ser machos satélites, es decir, machos que residen en islotes sin cuevas o en islas sin cuevas aptas para la reproducción. En estos lugares no se suelen avistar hembras ni juveniles, pero no parecen constituir territorios exclusivos, pues al menos en los islotes Cristianá, el punto más sureño de las Cicladas, se observan dos machos diferentes, distinguibles porque el uno está tuerto. Este fenómeno de machos excluidos de zonas con cuevas nos indica que éstos pueden permanecer en el mar durante largos períodos, sin necesitar salir a tierra para poder descansar. En las Cicladas encontramos machos en casi todos los islotes sin cuevas alejados de cuevas de reproducción: Pipen, Serfopúla, Ojtapodi, Antimilos, Cristianá, Makrá. La isla de Anidros no fue explorada y se ignora si alberga un macho satélite. Macho satélite puede ser también el observado en Sérifos, donde no parece haber reproducción.

2.3. Discusión

2.3.1. Grecia

El censo de una población de mamíferos marinos tan laxamente distribuida en un territorio tan grande como los mares griegos es técnicamente imposible. Por ello, con vistas a evaluar el tamaño poblacional hay que hacer una aproximación teórica.

Es un hecho que el método de estima obtenida a partir de entrevistas a locales y posterior filtrado de datos nos da una subestima que puede llegar a ser grande en los casos de islas en los que haya indicios de grandes grupos de focas (gran frecuencia de avistamientos, abundancia de cuevas de cría).

Deseamos obtener un valor de la población más próximo a la realidad, pero a la vez no queremos caer en una sobreestima de efectivos.

Para alcanzar este objetivo hemos comparado los valores de población obtenidos en la zona de Milos, Kímolos y Políegos utilizando los dos métodos seguidos en este trabajo, es decir, estima a través de encuestas y censo real. De esta manera hemos obtenido un índice que nos permite calibrar de forma realista

los datos disponibles de población mínima existente en el país. De esta forma podemos considerar en el censo la existencia de individuos de aspecto similar que no pueden ser discernidos por medio de encuestas. Teniendo en cuenta que los resultados serán teóricos, y la cifra de población de la especie es con seguridad baja, siguiendo el principio de precaución el valor obtenido será considerado como el máximo de individuos existente en Grecia (aunque este valor no sea necesariamente alcanzado).

Tabla 13. Datos de muertes de foca monje obtenidos entre 1993 y 1994 en las islas Cícladas.

LUGAR	FECHA	CLASE DE EDAD	TAMAÑO	TIPO DE MUERTE
ANDROS (Stenies)	18-04-1993	JOVEN	1,8	Desconocido
DILOS	1987	CACHORRO		Matado por pescador
MYKONOS (Paradise)	Verano 1993	JOVEN		Desconocido
AMORGOS (Katopola)	24-09-1992	ADULTO	2,3	Desconocido
DONOUSSA	1940-1994	ADULTO		Matado por pescador
MAKARES	1990	ADULTO	>2,5	Disparado
MAKARES	05-07-1994	JOVEN		Disparado
SCHINOUSSA	1975	ADULTO		Trampa
KEROS (Sur)	verano 1990	CACHORRO		Ahogado en red
IRAKLIA (Mercha)	1986	CACHORRO		Ahogado en red
IRAKLIA (Tourkopigado)	1989-90	CACHORRO		Ahogado en red
NAXOS (cabo oeste)	04-01-95	JOVEN		Ahogado en red
ANAFI (cueva)	1979	CACHORRO		Matado por pescador
SIKINOS	05-1993	ADULTO	2,5	Ahogado en red
FOLEGANDROS	12-1993	CACHORRO	1,2	Desconocido
MILOS	1965	JOVEN		Apaleado
MILOS	1991	ADULTO		Ahogado en trampa
MILOS (Phikiada)	12-05-1993	JOVEN DEL AÑO	1,4	Desconocido
KIMOLOS (cueva KIM-920503)	1964	CACHORRO		Matado por pescador
KIMOLOS (cueva KIM-920502)	12-10-1994	CACHORRO		Tormenta
FALKONERA	1992	ADULTO		Matado por pescador

Total. 7 adultos 6 juveniles, 8 cachorros = 21

Un mínimo de ocho focas, seis adultos y dos juveniles, fueron identificados en el subarchipiélago de Milos en 1992 (Cebrián & Anagnostopoulou 1992), sin considerar crías y jóvenes del año. Durante el seguimiento de 1994, 11 adultos fueron identificados con plena seguridad, aunque posiblemente la cifra real de individuos sea de 14. Puesto que no se cuentan crías y jóvenes del año, no se hallaron juveniles, y las dos muertes registradas en esos años fueron una cría y un joven del año (Tabla 13) asumimos que la población ha permanecido estable en ese tiempo. Asumimos para los cálculos que no ha existido migración a lo largo de ese período. Bajo estas premisas, podemos decir que utilizando el método de las entrevistas se identificó el 72,7% de la población mínima probable (11) y el 57,14% de la mínima posible (14).

La población mínima estimada para las Cicladas es de 76 individuos probables y 67 focas posibles. Sin embargo, el censo directo del área de Milos está incluido aquí. En consecuencia, para no entremezclar los dos métodos de estimación en los cálculos que se efectuarán para obtener el valor calibrado de población debemos primero excluir el censo de este área de los cálculos. Así:

a) Población de Cicladas sin el área de Milos (incluidos jóvenes del año)

$$\text{Posible} = 76 - 18 = 58 \text{ focas}$$

$$\text{Probable} = 67 - 14 = 53 \text{ focas}$$

b) Valor calibrado de población de Cicladas sin incluir el área de Milos

$$\text{Posible} = 58 \times 100 / 57.14 = 101.5 = 101 \text{ focas}$$

$$\text{Probable} = 53 \times 100 / 72.7 = 72.9 = 73 \text{ focas}$$

c) Población total de Cicladas incluyendo el área de Milos.

$$\text{Posible} = 101 + 18 = 119 \text{ focas}$$

$$\text{Probable} = 73 + 14 = 87 \text{ focas}$$

d) En Zákintos censamos un mínimo de 10 adultos y 5 juveniles durante el seguimiento de la isla, con posibilidad de que fueran un máximo de 22 individuos.

e) En el archipiélago de las Esporadas están censados 35 individuos (Kouroutos com. pers.).

f) Considerando siempre los valores mínimos de población tenemos identificadas en el resto de las zonas visitadas 31 focas; con los siguientes números de individuos:

Calcídica-7; Jíos-6; Evia-4; Saronicós-4; Argólida-4; Laconía-3; Mesinía-3

Utilizando el mismo método de entrevistas, Vlachoutsikou y Lazaridis (1990) identificaron al menos 16 focas más: 5 focas en Psará, 5 en Kícira, 4 en Lesbos y 2 entre el islote Patroklo, en el extremo del Atica, y Macrónisos.

Aparte de en las áreas citadas, hemos localizado la existencia de focas en muchas otras partes del país, pero sin suficientes datos como para saber la magnitud de sus poblaciones. Para incluir estas en el conteo les hemos asignado, siguiendo el mapa de la figura 22, la presencia de un sólo individuo para cada cuadrícula sombreada aislada o grupo de cuadrículas sombreadas que mantengan contacto entre sí. De esta forma se obtienen otros 24 individuos en el país, a pesar de que hay zonas que seguramente tienen más focas que el muy bajo valor obtenido para ellas, como por ejemplo Creta (4 focas) o todas las islas entre Samos y Rodos (9 focas). Preferimos, no obstante seguir estas reglas para asegurar que la cifra final resultante nos garantice unos valores mínimos no exagerados.

Sumando todos los valores obtenidos por encuestas fuera de las Cicladas tenemos un total de $31+16+24=71$ focas

Calibrando ese valor con el índice citado más arriba tendríamos:

$$\text{Posible} = 71 \times 100 / 57.14 = 101.5 = 124.25 = 124 \text{ focas}$$

$$\text{Probable} = 71 \times 100 / 72.7 = 72.9 = 97.66 = 97 \text{ focas}$$

g) Sumando las cifras de todas las áreas tenemos la estima total de individuos en la metapoblación de foca monje mediterránea en Grecia.

$$\text{Posible} = 119 + 22 + 35 + 124 = 300 \text{ focas}$$

$$\text{Probable} = 87 + 15 + 35 + 97 = 234 \text{ focas}$$

La figura 39 muestra la estima de población del país dividida en doce sectores (todas las islas Esporadas han sido incluidas en el sector C de la figura). Aunque no se incluyen datos de Turquía, es probable que muchos individuos frecuenten aguas de ambos países. Es de esperar que los valores para los sectores B,C,I,J,K,L, estén infraestimados debido a la falta de datos suficientes. Los valores superiores mostrados, posiblemente reflejen mejor los efectivos existentes en estas áreas, mientras que los valores inferiores deberían considerarse más próximos a las poblaciones reales en otros sectores.

Podría arguirse que las cifras de efectivos obtenidas por estos cálculos podían estar exageradas en el caso de que existan movimientos frecuentes de larga distancia de adultos, que nos hagan contar más de una vez la misma foca en islas distantes.

Otra aproximación a la cifra de individuos nos la dan los nacimientos. Retornando al caso de las Cicladas tenemos que en las 28 cuevas de cría activas en el archipiélago parecen producirse al menos 24 nacimientos anuales. Considerando que hasta la mitad de las hembras pueden criar cada año (consideración optimista) y la otra mitad cada dos, obtenemos un mínimo de 36 hembras adultas en esas islas. El número de machos de la misma edad sería aproximadamente el mismo (incluyendo algunos subadultos debido al bimaturnismo de las focas). Obtenemos así una cifra de 72 individuos, sin incluir jóvenes del año, inmaduros y hembras subadultas. Esto nos indica que la cifra total de focas, estimada para las Cicladas entre 87 y 119 individuos, se encuentra dentro de unos márgenes lógicos, desde el punto de vista del nivel de reproducción observado.

2.3.2 Croacia

Las focas monjes han desaparecido como población reproductora en Dalmacia, pero es un hecho que fueron observados juveniles en 1992, 1993 y 1995. No se puede excluir la posibilidad de que todos ellos fueran diferentes individuos, pero incluso en ese caso el origen de todas estas focas debería buscarse fuera de la región.

La población reproductora más cercana que se conoce está en el Jónico Norte de Grecia, aproximadamente a 300 mn al sur-sureste. Esta parece una larga distancia para movimientos de dispersión regulares por parte de la especie, pero podría ser explicada por una deriva al menos parcialmente pasiva producida por corrientes marinas superficiales.

La circulación general de superficie en el Adriático se caracteriza por un suave flujo de entrada en una ancha franja a lo largo de la costa adriática este, compensado por un fuerte flujo de salida en una estrecha franja costera a lo largo de la costa italiana (La Violette y Gacic 1990). El fenómeno es patente incluso a simple vista, pues las azules aguas cristalinas del Adriático central se transforman abruptamente en verde claro opaco cuando se navega sobre el surco submarino de Palagruza, desde Croacia hacia Italia. El color verde es producido por el aporte de agua dulce rica en nutrientes por parte de los ríos italianos, principalmente el Po.

La deriva asistida por corrientes podría explicar la llegada de focas residentes en el ártico, como la foca de casco *Cystophora cristata*, a lugares tan lejanos como el Estrecho de Gibraltar, debido a la conexión de la corriente de deriva del Atlántico Norte con la corriente de las Canarias (Cebrián 1993).

Las aguas costeras del Jónico Griego circulan hacia el norte, desde el sur del Peloponeso hacia Kérkira, en la frontera del país, y entran en el Adriático. En consecuencia, individuos procedentes de cualquier área de cría en este mar podrían potencialmente ser arrastrados hacia el Adriático. Por citar un ejemplo, sólo en la isla de Zákynthos, en el Jónico Sur, tienen lugar dos nacimientos cada año, y la mayoría de las crías parecen desaparecer de la isla en sus primeros años.

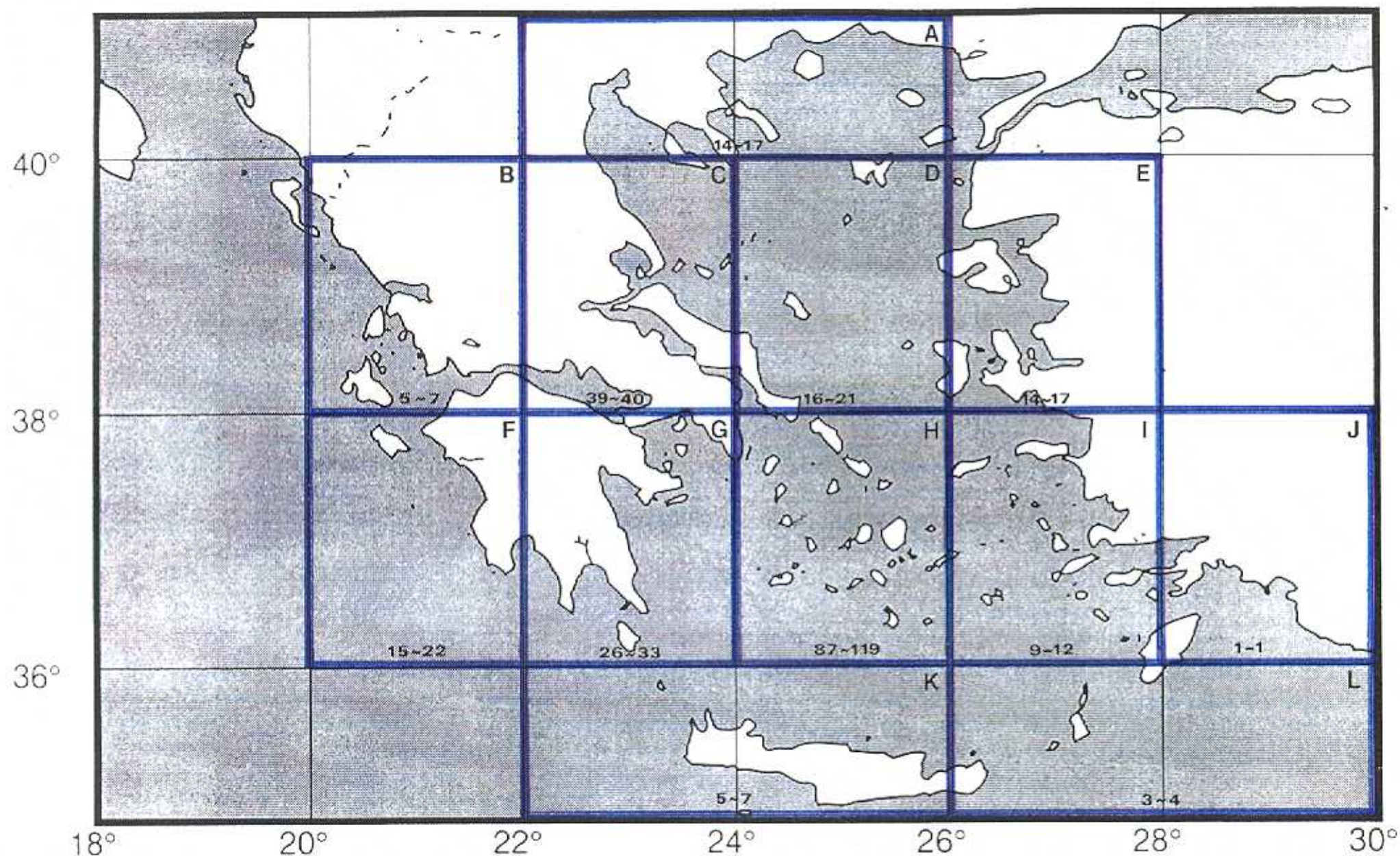


Figura 39. Estima de la población de foca mediterránea en Grecia, dividida en doce subsectores.

Una indicación indirecta del origen de las focas en Grecia es el hecho de que los ataques a las artes de pesca de Pelyesac (suponiéndolos obra de la foca avistada) no incluían nasas. Según los pescadores locales, sus nasas de caña eran presa fácil para las focas, pues las rompían simplemente aplastándolas con sus masivos cuerpos. Las focas de Grecia parecen aprender a coger los peces de las redes saliendo a campear junto a sus madres. La pesca con nasas de caña no existe en el Jónico, por lo que los animales no han aprendido a romperlas.

La procedencia de las focas croatas de una colonia de cría albanesa no parece probable, pues no existen avistamientos recientes de la especie en los últimos hábitats de la especie conservados en Albania.

3. CICLO FENOLOGICO

3.1. Muda

La muda es un proceso fisiológico anual que requiere de un gasto importante de energía. A ello se une el hecho de que las focas ayunan o apenas comen mientras están mudando (Bonner 1989). Las focas retoman a sus áreas de cría para efectuar la muda. Tanto los elefantes marinos (Ling en Riedman 1990) como la foca de Hawaii (Kenyon Y Rice 1959) reposan en tierra durante la mayor parte del tiempo que dura esta. La secuencia habitual de muda en focas es: primero las aletas, seguidas por el rostro y cuello, superficie dorsal y finalmente superficie ventral (King 1983).

La muda del pelaje natal puede ocurrir antes del nacimiento, como en la foca común *Phoca vitulina*, o a distintas fechas después de este, como es el caso de *Monachus*. La muda del pelaje natal en el elefante marino del norte *Mirounga angustirostris* ocurre después en el macho que en la hembra y quizá esté relacionado con un rechazo más tardío por parte de la madre (Reiter et al en Riedman 1990).

3.1.1.Resultados

Hemos comprobado que la foca mediterránea, al igual que las otras *Monachini* (King 1983), muda el pelo unido al estrato córneo de la epidermis. Los pedazos de piel con pelo descamados pero aún unidos al cuerpo toman color beige o ceniza, y contrastan con el pelaje muy nuevo de color gris oscuro en el dorso incluso de hembras y juveniles. Ese color casi negro ha sido observado también en el pelaje muy nuevo de la hembra de foca de Hawaii.

La muda del dorso ocurre paulatinamente desde la cabeza hacia la cola. Individuos con el dorso mudado desde la cabeza al comienzo de las aletas delanteras, poseían un mosaico de pelo gris medio no descamado y gris claro en descamación en la espalda, mientras que la porción entre la pelvis y la cola conservaba intacto el pelo viejo gris medio. La única observación de descamación ventral en adulto sugiere que toda esta zona muda más o menos a la vez.

La secuencia de muda del pelaje natal fue seguida en un individuo macho de Políegos. Cuando fue observado por primera vez el 22/09/94 estaba bien nutrido y su tamaño rondaba 1 m. Su edad se estimó en una semana, sabiendo además que no pudo haber nacido antes del día 10/09/94. El 02/10/94 estaba ausente de la cueva, sin ser hallado en ninguna otra. El 06/10/94 fue visto de nuevo en la cueva, conservando todo el pelaje natal. El 18/10/94, tras varios días de temporales se le encontró en una cueva cercana bien protegida del oleaje. Había mudado la nuca (gris oscuro) y los flancos (gris medio la mitad dorsal, blanca la ventral). El mentón y el hocico eran plateados, indicando la salida muy reciente de pelo. El 26/10/94 la muda abarcaba toda la cabeza desde los oídos hacia atrás, el dorso y flancos delanteros hasta la porción intermedia entre cuello y aleta frontal, toda la región ventral, las aletas delanteras y el dorso desde el nivel del ombligo hacia la cola. Aparecían pedazos de pelo viejo descamándose del tórax y el abdomen. El rostro dejaba una máscara de lanugo entre la altura superior de las narinas y el nivel de los oídos. El 01/11/94 existía aún la máscara de lanugo en la cabeza. El cuerpo sólo tenía un pedazo de pelo viejo del tamaño de la máscara rostral en la zona superior del dorso, así como pedazos pequeños alrededor de él. No fue posible ver el completamiento de la muda debido a la rotura del barco por una galema, pero

dado el ritmo de renovación del pelaje, estimamos que esta no precisaría ya de más de tres días. En la última visita, el 05/12/94, sólo un adulto fue avistado en las aguas adyacentes a la zona. En total, la muda del cachorro habría finalizado a una edad de unas siete semanas. Wirtz (1968) refiere la muda en la cría de foca hawaiana como "más obvia" a la edad de 5-6 semanas, lo que hace la duración observada por nosotros en *Monachus monachus* equivalente.

Los resultados obtenidos hasta ahora sugieren que la secuencia de muda es algo distinta entre el cachorro y las otras clases de edad, siendo en las últimas un proceso paulatino desde la cabeza hasta las patas traseras, comenzando por la región dorsal. En las crías (al menos en la observada) la secuencia no es lineal pues la zona central del dorso se muda hacia el final, como pudimos ver también en la foto de un cachorro en fase terminal de muda tomada por un colega (Christou pers. com.) en Esporadas.

Debe destacarse el hecho de que un cachorro macho criado en cautividad en Alónisos mudó primero todo el dorso desde los oídos a la pelvis, de manera similar a los adultos (Figura 40). El individuo fue criado en condiciones artificiales, con alimentación a base de puré de pescado y con calefacción. Especialmente este último hecho pudo influir en su secuencia de muda, pues la irrigación sanguínea de la piel debe jugar un papel fundamental en la muerte de las células del pelo y la epidermis. Además, los continuos abrazos y frotamientos de sus cuidadoras, posiblemente aceleraron la descamación dorsal. Ese animal cambió el pelaje en 42 días desde su hallazgo, con corta edad, en pelaje natal. Es también posible que existan ciertas variaciones individuales en la secuencia de muda entre individuos. Sólo una mayor cantidad de datos podrá darnos una respuesta segura.

Casi todos los avistamientos de focas en muda no pertenecientes a la clase de edad cachorros ocurrieron en invierno en Zákintos. El registro de muda más temprano que poseemos fue el 02/01/92. Era una hembra adulta con la muda avanzada (pelo viejo descamando en la cola y las patas traseras). Un adulto, más probablemente hembra, con dos grandes zonas ventrales en muda fue avistado el 07/02/91. Un juvenil y un macho subadulto en muda fueron observados el 24/02/91. El 24/02/97 un macho subadulto fue visto en Síkinos (Cicladas) con toda la zona ventral mudada, excepto un pedazo aún adherido al tórax.

La fenología de la muda ha sido inferida de forma indirecta a partir de los ovillos de pelo hallados en las cuevas durante el seguimiento regular del uso de estas. No han sido considerados los dos únicos hallazgos de pelo en Cicladás, pues ocurrieron en fechas en que no se efectuaba seguimiento regular y podían por tanto llevar varios meses en las cuevas.

La figura 41 muestra la fenología de la muda en foca monje en base al registro de rastros en cuevas entre el otoño de 1990 y el verano de 1993. Sin contar pelo de cría se obtuvieron 40 datos, incluyendo tres individuos en muda cuyo pelo no fue hallado. No se visitaron las cuevas entre el invierno de 1991-92 y la primavera de 1992, por lo que el verano y el invierno se consideran sobreestimados en un 33%. El pelo hallado en los meses de noviembre de 1991 y diciembre de 1993 era lanugo, perteneciente a crías, el cual es más largo y fino, y no está unido por pedazos de epidermis. Es difícil de encontrar, por lo que no se corresponde con el número de crías nacidas en el período de estudio.

El primero de los 37 registros de pelo de adulto obtenidos corresponde a enero, y pertenece a la hembra observada en fase avanzada de muda descrita previamente. Esa hembra era distinta de las dos parturientas de ese año y tenía heridas dorsales frescas, quizá de un intento de monta. No encontramos ningún ovillo en febrero aunque observamos tres individuos mudando en ese mes. A partir de marzo la proporción de focas en muda parece aumentar, alcanzando un máximo en junio, y produciéndose las últimas mudas en agosto. Podemos pues observar que esta se extiende por un período de ocho meses en la población estudiada en Zakintos. El aumento de registros en abril puede ser un artefacto producido por la mayor frecuencia de focas en las cuevas durante el invierno. Ello produce un retraso en el chequeo de algunas cuevas para no molestar a la especie. Por ello, el aumento de individuos en muda hasta su máximo podría ser más paulatino.



Figura 40. Cachorro en cautividad mudando.

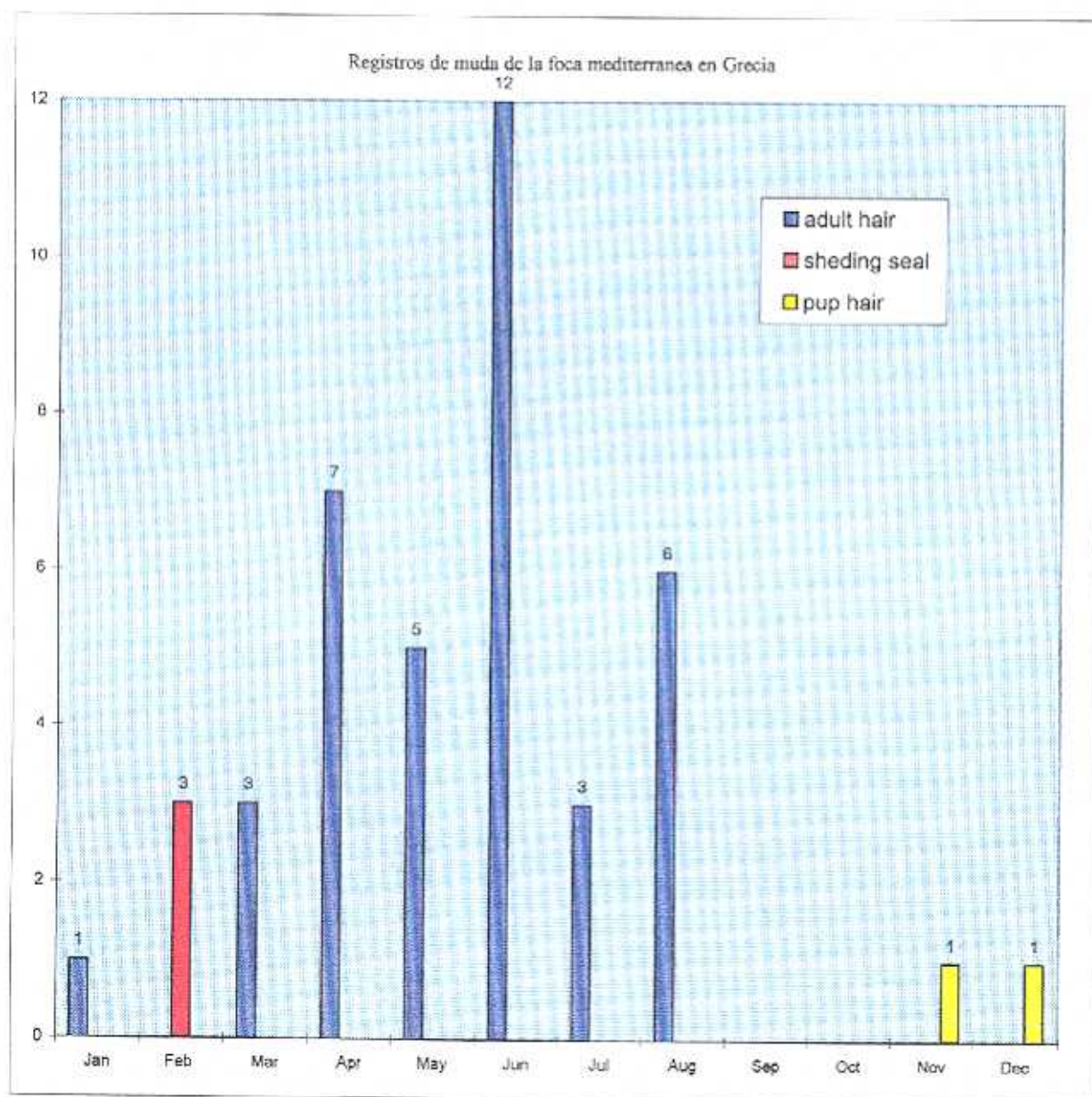


Figura 41. Fenología de la muda en la foca mediterránea.

3.1.2. Discusión

Durante los años que se colectaron esos pelos, los nacimientos de crías tuvieron lugar en octubre y noviembre. En la foca hawaiana, la muda de las hembras parturientas tiene lugar tres meses después del nacimiento del cachorro. Sólo una de las hembras parturientas comenzó a mudar antes de dejar de amamantar, y ese individuo era el caso más tardío de la época de cría. (Johanos et al 1994). Con un patrón similar en la especie mediterránea, sería de esperar encontrar pelo en nuestros registros en enero y febrero, pero ello no ocurre. Naturalmente el azar juega también un papel en la caída de pelo en las cuevas y no en el mar. Sólo una pequeña porción de la muda del individuo es encontrada en la cueva. Por ello, no podemos esperar que el registro obtenido sea absoluto sino proporcional al proceso a lo largo del año.

No podemos tener certeza sobre el sexo del individuo mudado a partir del pelo, pues el pelo oscuro se halla muy decolorado al caer y ambos sexos poseen zonas de pelo blanco. Debido a ello y a la escasez de datos no es posible inferir diferencias en sexo o clase de edad. Parece cierto que la muda es extendida en el tiempo, a pesar de que la cría se concentre en octubre y noviembre, y tiene su máximo en la primavera, como en otros mamíferos. Ninguna clase de edad excepto los cachorros muda durante la época de cría, que en Grecia se concentra entre septiembre y noviembre. Observaciones directas nos permiten asegurar que existe muda de hembras, juveniles y machos subadultos en invierno.

Yediler et al (1993) colectaron en Kefalonia dos muestras de pelo en marzo de 1987 y 1991 así como una en abril de 1986. Muestras colectadas en Enero y febrero de 1989 en Zakintos, lo fueron sin seguimiento periódico de cuevas, por lo que su fenología no es conocida. Johanos et al (1994), tras un estudio de diez años en la foca hawaiana, observaron un máximo en la muda de hembras no parturientas dos meses después del máximo de nacimientos y en las hembras parturientas tres meses después del parto. Nuestra observación de una hembra sin cría mudando unos dos meses después de los partos en Zákintos coincidiría con lo observado en Hawai.

3.2. Reproducción

El estudio combinado de la reproducción, crecimiento y desarrollo, así como de la ecología desde un punto de vista evolutivo es un campo que gana cada vez más adeptos. Es la relativamente nueva rama de la biología llamada teoría de la historia vital, del inglés life-history theory. Una premisa básica de esta teoría es que un amplio margen de características de una especie emergen mediante selección natural para la distribución óptima del esfuerzo somático y reproductivo (Chisholm 1993). En base a ello, y con vistas a comprender mejor cómo se integra la foca monje dentro de su ecosistema consideramos una prioridad ahondar en el conocimiento de las circunstancias y factores que intervienen en su reproducción y que pasamos a analizar.

3.2 1. Apareamiento

La edad de **madurez sexual** es una información básica necesaria para estudiar la biología poblacional de una especie.

Las tablas de vida típicas de los mamíferos no voladores (incluido el hombre) muestran una alta tasa de mortalidad juvenil, la cual se estabiliza tras alcanzarse la madurez sexual (Hutchinson 1981).

El conocimiento de este parámetro poblacional nos ayuda a conocer durante cuánto tiempo necesitan aprender los individuos de una población las habilidades necesarias para sobrevivir, pues estas deben ser ya dominadas al sobrecargar su existencia con la reproducción. Sería contraproducente, tanto para el individuo como para su pareja, empezar a reproducirse prematuramente. El primero disminuiría sus posibilidades de sobrevivir aventurándose en una actividad estresante sin la forma física y experiencia de subsistencia necesarias. Su pareja *podría desperdiciar esfuerzo reproductivo al aparearse con un individuo cuya aptitud no está garantizada.*

Cuando conocemos la edad de madurez sexual, tenemos una valiosa herramienta en biología de la conservación para evaluar cómo de natural o no es la mortalidad para una determinada edad y sexo. Si encontramos que la tasa de

mortalidad en individuos maduros es sólo ligeramente inferior o incluso mayor que en los juveniles (una gráfica de supervivencia diagonal) algo está causando serios problemas en esa población. Existen excepciones para los machos de algunas especies poligínicas, pero no para las hembras (Hutchinson 1981).

En el caso de las focas nos encontramos que los pinnípedos exhiben bimaturosexualidad, es decir las hembras maduran más pronto que los machos, con una edad media de cuatro años para las hembras y de cinco años para los machos (Riedman 1990). En lo que concierne a especies, la regla general para los mamíferos es que las especies pequeñas alcanzan la madurez sexual antes que las grandes. Encontramos no obstante excepciones en las focas, donde especies como los elefantes marinos *Mirounga spp* pueden hacerse adultos antes que especies más pequeñas como las focas oceladas *Phoca hispida* (Bonner 1989).

En relación con lo expuesto, debemos tener siempre presente que la edad de madurez sexual, así como otros parámetros que intervienen en la estrategia reproductiva de una especie, posee plasticidad. Esta plasticidad, probada en muchos invertebrados, comienza a demostrarse también en experimentos con vertebrados y se manifiesta cuando ocurren cambios importantes en las tasas de supervivencia específicas de la edad (Promislow y Harvey 1991). Reznick et al (1990 en Promislow y Harvey 1991) encontraron en gupis de Trinidad *Peocilia reticulata*, que esos cambios no sólo eran significativos sino también altamente heredables en tan sólo 30-60 generaciones.

Promislow y Harvey (1990, haciendo un estudio comparativo de 48 especies de mamíferos, incluyendo *Phoca hispida*, hallaron que cuando el efecto del peso corporal era mantenido constante, altas tasas de mortalidad se correlacionaban no sólo con una edad de madurez temprana sino también con otros rasgos de la historia vital.

Respecto a las especies más cercanas a la foca mediterránea, la hembra del elefante marino del sur *Mirunga leonina* puede alcanzar la madurez a los tres años de edad, y el macho a los cinco (Laws, en Bonner 1989). Kenyon y Rice (1959), considerando tanto esto como la rápida tasa de crecimiento de la foca monje de Hawaii *Monachus schuinslandi*, adelantaron que esta especie podría

también criar a los tres años de edad. Riedman (1990) cita para la misma especie una edad de madurez de 5-6 años en las hembras, siendo la de los machos desconocida.

La madurez biológica no debe confundirse con la madurez social (cuando el individuo efectivamente se reproduce), que suele ser mayor en poblaciones sanas o en situaciones de alta densidad, especialmente para los machos.

La edad de los mamíferos se puede desvelar gracias a la formación de anillos anuales de crecimiento en los dientes (Scheffer 1950) Estos anillos pueden ser contados y su espesor medido, tras cortar capas finas de un diente, usualmente un colmillo. Anillos alternos con distinto grado de transparencia aparecen desde la superficie hacia el centro en la dentina. Estos anillos se forman anualmente en la mayoría de las especies estudiadas debido a alternancia de fuertes ciclos naturales de cría y muda en la vida de las focas. Capas similares pueden observarse en el cemento (Bonner 1989). Esto hace posible la lectura de la edad de individuos viejos, en los que los extremos de los dientes están desgastados, y una doble comprobación de la lectura de la edad en el diente completo.

A lo largo del periodo de estudio tuvimos la oportunidad de determinar la edad de dos ejemplares que mostraban indicios de estar alcanzando la madurez sexual.

Así, se analizó el colmillo de una hembra ahogada en trasmallo en Porto Limiona, Zákintos, encontrada el 24/05/93. La cavidad pulpar de este diente no estaba completamente rellena. Kenyon y Fiscus (1962) encontraron que la cavidad pulpar se había relleno completamente tanto en el macho como en la hembra de foca monje de Hawaii a la temprana edad de 4 ó 5 años.

Un total de cuatro grupos de capas de crecimiento (GLG) fueron contados tanto en los cortes teñidos como en los simples. El espesor medio de los GLG fue medido en la sección más gruesa del diente. Las medidas, desde la más antigua a la más nueva GLG, fueron: 0,93 mm; 0,72 mm; 1,13 mm; 0,78 mm.

La comprobación de la edad en el cemento fue realizada al nivel del ápice radical, dado que allí tenía un espesor de 3,9 mm mientras que en el centro del colmillo era de sólo 0,4 mm. De esta forma se asegura además la lectura de los primeros anillos de crecimiento formados. Kasuya y Matsui (1984) encontraron que en el calderón de aleta corta *Globicephala macrorhynchus* la primera o segunda capa de dentina existen sólo en la porción distal del diente. Esta puede desaparecer en dientes desgastados.

Sólo se encontraron tres GLG en el cemento. Las capas se leyeron claramente mejor en las preparaciones teñidas.

Considerando que el animal murió al final de mayo, se puede inferir que no había completado su cuarto año de vida. Esto explicaría la falta de un cuarto anillo de cemento y la delgadez del cuarto anillo de dentina. La delgadez del segundo anillo de dentina puede tener una explicación fisiológica. Podría indicar la menor producción de tejido óseo en ese año. Ello estaría provocado por el desvío de energía a la producción de grasa en lugar de hueso. Esta deriva sería necesaria para mantener la capa aislante de grasa, la cual se reduce tras el destete, acaecido en el primer año de vida. La producción de grasa tiene prioridad sobre la de hueso en las focas, y ello las distingue de todos los mamíferos terrestres (Bryden, en Bonner 1989).

Esta hembra nació probablemente en la estación de partos del otoño de 1989. La necropsia reveló que las glándulas mamarias no estaban completamente desarrolladas pero que el individuo había ovulado, lo que indica que podría emparejarse ese otoño y parir en el otoño del siguiente año, es decir al cumplir los cinco años de edad. Su longitud estándar era de 1,95 m (longitud total 2,15 m) y su esqueleto presentaba crecimiento activo.

El único dato existente sobre la especie en la bibliografía es el de una hembra de cuatro años, y 1,85 m de longitud estándar, que presentaba indicios de haber ovulado (Marchessaux 1989b, Marchessaux & Pergent-Martini 1991).

Se analizó también el colmillo de un macho ahogado en trasmallo en Acrotiri, Santorini el 13/03/90. Tampoco en este individuo estaba rellena la cavidad

pulpar. Se encontraron 6 GLG con los siguientes espesores de más viejo a más nuevo en el centro del colmillo: 0,82 mm; 0,82 mm; 1,22 mm; 1,14 mm; 1,14 mm; 0,33 mm. Sólo se encontraron 5GLG en el cemento.

De nuevo observamos una menor osificación en el diente en los dos primeros años del animal. La delgadez del anillo del sexto año nos sugiere que el animal posiblemente nació hacia el final del año 1984. A pesar de conservar los testes del animal, no pudimos hacer análisis histológico que nos indicara la existencia o no de espermatogénesis.

Sin embargo, el pelaje del individuo nos sugiere que era un subadulto, pues presentaba color gris oscuro en el dorso, con el vientre blanco pero jaspeado de pelos gris oscuro, excepto en la zona donde los machos adultos poseen la mancha abdominal blanca (Figura 19). Ello nos indica que el individuo empezaba a desarrollar la librea del macho adulto. Sus medidas eran 2,18 m de longitud standar y 2,39 m de longitud total. Un macho hallado muerto en Antimilos en 1994 poseía pelaje de macho adulto, y tenía un tamaño ligeramente menor que el analizado, 2,08 m de longitud standar y 2,33 m de longitud total. El mismo tamaño tenía el macho con librea adulta (2,09 m) hallado muerto por dinamita en Zákintos en el mismo año.

Aunque desconocemos en cuantos ciclos de muda el pelaje pasa a ser de adulto, lo arriba indicado nos sugiere que quizá lo hubiera exhibido tras mudar ese año, por lo que pensamos que podría haber accedido a la época de cópulas con librea adulta al cumplir los seis años de edad.

La madurez sexual de este macho precisaría así al menos de un año más que la hembra estudiada, y posiblemente dos, lo que cuadra con el margen de diferencia encontrado en los fócidos.

No se conoce la edad de madurez en el macho de la foca monje Hawaiana. Respecto a la hembra, Johnson & Johnson (citados en Riedman 1990) la estiman entre cinco y seis años. Johanos et al (1994) observaron tras un estudio de diez años, que la hembra más joven parió a la edad de cinco años, por lo cual era madura al menos a los cuatro años.

Los elefantes marinos presentan importantes oscilaciones en la edad de madurez dependiendo de la densidad de la colonia en que crían. Así, el elefante marino del sur *Mirounga leonina* presenta edades de 2-7 años en las hembras y 4-6 en los machos (Riedman 1990), con las cifras más bajas en las colonias laxas.

Vemos que nuestros resultados están dentro de lo esperable en relación a las más cercanas Monachinae. Dado que la densidad de población en Grecia es muy baja, es lógico pensar que la madurez sexual ocurre a las edades más bajas fisiológicamente posibles. Por ello, y a pesar de poseer sólo estos datos, creemos que son un buen punto de partida, gracias a que tuvimos la suerte de analizar individuos subadultos.

Consideramos por tanto, que la edad mínima de madurez sexual en la foca monje a efectos de estudios poblacionales podría estimarse en cuatro años en las hembras y seis años en los machos.

En lo que se refiere a la ocurrencia de **cópulas**, la bibliografía consultada recoge sólo datos de una de ellas realizada bajo el agua el 1/08/76 en Deserta Grande, Madeira (Sergeant et al 1978) y otra cerca de la entrada de una cueva el 30/06/88 en el Sahara occidental (Marchessaux 1989b). Según King (1983) la hembra de Desertas probablemente había pardo a final de Mayo. No encontramos ningún registro de cópulas en el Mediterráneo.

No pudimos observar ninguna cópula de la especie. Obtuvimos no obstante cinco citas de observaciones por pescadores en las Cicladas y una en Esporadas, correspondientes a los años noventa. En una de ellas, a final de marzo en Ayos Espirídonas (Antiparos), las cópulas se extendieron por tres días. Eran un adulto negro y uno gns. Otra cita entre Despoticó y Antiparos, en primavera, las refiere emitiendo muchos ruidos como gritos. Lo mismo refiere una cita de Alónisos que duró además varias horas (fecha desconocida). Hay dos citas en abril, una en el norte de Folégandros y otra en el norte de Andros (cabo Campanos). Otra cópula fue registrada en mayo en Serifopula.

Todas las cópulas citadas ocurrieron en el agua y sólo la de Despoticó tuvo lugar cerca de cuevas de cría. Las montas son siempre abrazando a la hembra.

desde atrás. Las abundantes cicatrices en el centro de la espalda de las hembras muy grandes indican que es ahí donde las muerden los machos para sujetarlas, y no en la nuca, como en los carnívoros. Un joven macho de dos años criado por humanos en Alónisos exhibía impronta con el hombre. Este individuo, jugando con el autor en traje de buceo, exhibía posturas de cópula con la pierna. Se abrazaba fuertemente al muslo con las patas delanteras, describiendo un arco con el cuerpo hasta apoyar la uretra y dejando colgadas las patas traseras. Mordía con fuerza el traje de neopreno de 7 mm, el cual perforó varias veces con los cuatro colmillos. La postura debe ser equivalente a la de los machos adultos, pues coincide con la descrita por Johanos et al. (1994) para la foca de Hawaia. Con tal postura, la cabeza del macho quedaría aproximadamente a la altura del dorso de la hembra.

Conociendo la época de partos de la especie, sería de esperar que los emparejamientos se produjeran principalmente tras el destete de las crías (como ocurre en todas las focas) en invierno, y no en primavera. Sólo en la zona de Folégandros se tienen un registro y varios informes de cachorros nacidos en primavera, lo cual concordaría con cópulas en esa época.

Es posible que las cópulas acaecidas en invierno no sean observadas debido al mal tiempo reinante en el mar, con parada en la actividad pesquera. Un dato que apunta a que estas ocurren efectivamente en esa época es que hemos podido observar machos individuales acompañando a hembras en las cuevas entre noviembre y enero. La existencia de tolerancia a machos en esos meses probablemente posibilita que estos copulen con las hembras que acaban de destetar. La foca hawaiana hembra es intolerante a la presencia del macho antes del destete (Johanos et al. 1994).

La continuación de los emparejamientos en primavera podría estar mostrando sólo las montas por parte de machos satélites que no habrían tenido acceso a las hembras, ya inseminadas en el invierno. La posibilidad de que las montas tengan lugar un año y medio antes de los nacimientos nos parece descartable, cuando en la especie hawaiana se ha confirmado que se dan partos con un intervalo de 381 días (Johanos et al 1994).

3 2.2. Fenología de partos

Según recoge la bibliografía, la foca mediterránea tiene un período de partos extendido entre primavera y otoño, con ausencia de nacimientos entre diciembre y abril (Sergeant et al 1978, Kenyon 1981, King 1983, Bonner 1989, Marchessaux 1989b). Según Aristóteles (Aristóteles citado en Kopanas et al 1994) la foca monje cría en cualquier época del año, y especialmente cuando nacen las primeras cabras domésticas, lo que en Grecia ocurre en noviembre. Suponemos que las observaciones de Aristóteles reflejaban el máximo de partos observados en esa época.

Teniendo en cuenta que las informaciones existentes entremezclan datos fenológicos de poblaciones tan distantes como son las griegas y las saharauis, nos pareció conveniente ahondar en el tema registrando las fechas de nacimientos acaecidos en Grecia durante el período de estudio.

Hemos considerado por separado los datos fiables procedentes de pescadores ($n = 21$) y los datos de nacimientos entre 1989 y 1997 confirmados por nosotros ($n = 45$). En este último caso, se considera como fecha de nacimiento la primera en que se observa a la cría con pelaje neonatal (lanugo). En el caso de crías observadas en cuevas, siempre cabe la posibilidad de que estas hayan nacido hasta unos nueve días antes, desde la última vez que se visitaron las cuevas

Se observa en las figuras 42 y 43 que la especie se reproduce en Grecia principalmente entre los meses de septiembre y noviembre, con un máximo en octubre. Todos los datos confirmados excepto dos (4,16%), se encuentran entre agosto y noviembre.

Con respecto a las regiones encontramos lo siguiente. De los 16 datos del mar Jónico, 3 son de septiembre 3 pertenecen a octubre y 9 a noviembre, con un registro en diciembre. En el Egeo Sur, con 23 datos tenemos 10 nacimientos en septiembre y 11 en octubre. Existe un nacimiento en Políegos en agosto de 1991 y otro en Folégandros en abril de 1997. De 9 crías del Egeo Norte, una nació en agosto y una en noviembre, con 2 y 5 registros en septiembre y octubre, respectivamente.

Como refleja la figura 42, parece existir una clina de un mes entre los nacimientos registrados con precisión en el Jónico y el Egeo. No queremos aventurar ninguna hipótesis sobre ella porque los datos del Jónico proceden de una colonia de muy pocos individuos y probablemente de muy pocas hembras. Podría eso sí, indicar que la reproducción se desplaza poco a poco en el tiempo conforme pasan los años, reflejando un ciclo reproductivo en focas monje algo mayor de doce meses (Johanos et al. 1994), pues en los primeros años de nuestro estudio no se registraban nacimientos en noviembre.

Los registros de nacimientos en la primera mitad del año proceden casi exclusivamente de pescadores. Cabe siempre la posibilidad de que se hayan incluido aquí crías nacidas antes de la fecha indicada, pero la tendencia resultante se muestra acorde con un incremento paulatino de nacimientos hacia el otoño (Figura 43). La ausencia de nacimientos en julio y el bajo número en junio y agosto en relación al esperable, concuerdan con la época veraniega de vientos medios continuos del norte, llamados meltemia, entre mediados de junio y primeros de septiembre. La dificultad de la pesca en esta época conlleva la no obtención de observaciones provenientes de pescadores. Por ello, puede que no se esté reflejando una menor existencia real de partos sino una ausencia de observaciones.

En la figura 44 hemos compilado todos los registros existentes en la bibliografía junto con los nuestros ($n = 126$), observándose que se complementa algo el vacío de información existente para el verano.

En base a todos los datos mostrados en las figuras 43 y 44, tendríamos que, al igual que en la foca monje hawaiana, en la foca mediterránea el período de partos se extiende durante unos ocho meses, en nuestra especie de mayo a noviembre, con partos aislados en algunos otros meses.

Figura 42. Nacimientos de foca monje confirmados en Grecia entre 1989 y 1997

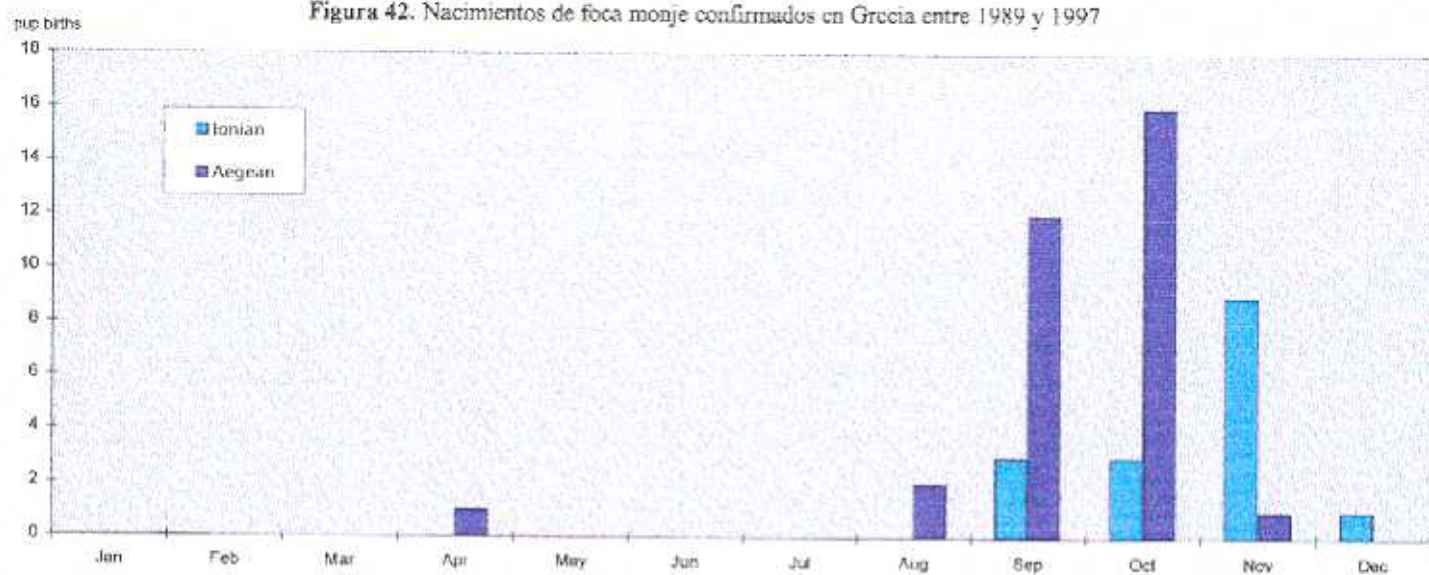


Figura 43. Nacimientos de foca monje registrados en Grecia entre 1989 y 1997

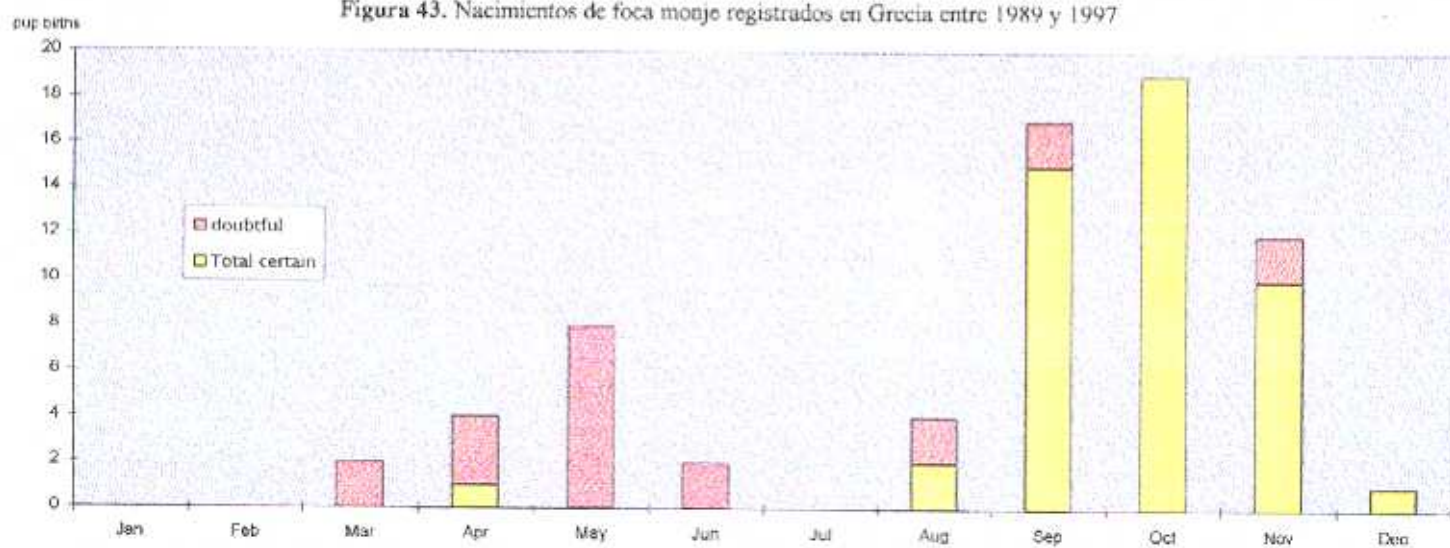
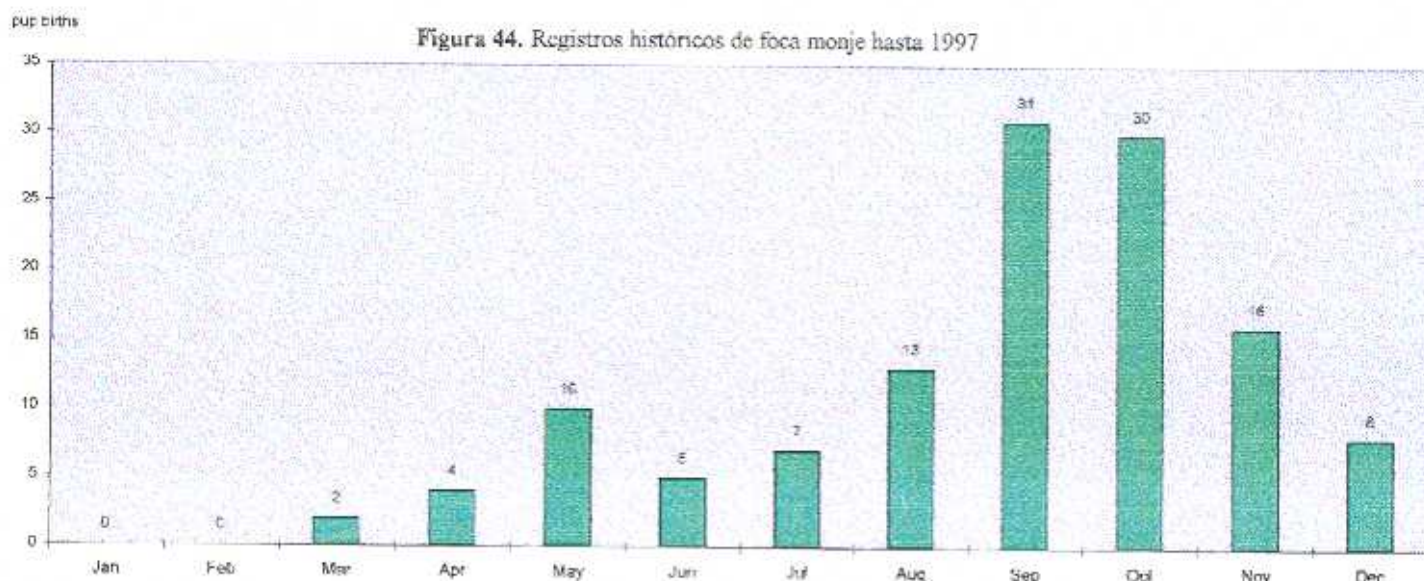


Figura 44. Registros históricos de foca monje hasta 1997



3.2.3. Factores condicionantes de la fenología de cría

Una vez comprobado que la cría no está completamente sincronizada, cabe preguntarse, por un lado, por qué no ocurre esta a lo largo de todo el año y, por otro, qué condiciona las fechas del máximo anual. En las focas que crían en el Ártico, la cría coincide con las condiciones ecológicas más favorables para amamantar al cachorro, como estabilidad del hielo para criar, abundancia de recursos tróficos, etc. (Riedman 1990).

Hemos recurrido a buscar posibles condicionantes autoecológicos, los cuales impidan la supervivencia del cachorro de nuestra especie. Nuestro punto de partida ha sido la consideración de los puntos más vulnerables del recién nacido para su supervivencia y sus condicionantes autoecológicos asociados. Estos son la capacidad natatoria, en relación a los vientos; y la capacidad termorreguladora, en relación a las temperaturas del mar y el aire.

Asimismo consideramos que la fase inicial de independencia es crucial debido a la falta de experiencia predatoria. En este período puede ser fundamental la abundancia de presas. También debe ser muy importante esa abundancia para la fase avanzada de la gestación, cuando la madre precisa de gran cantidad de energía tanto para el desarrollo embrionario como para almacenar grasa que luego se transformará en leche.

Capacidad natatoria y vientos

El estudio de las cuevas de cría de la especie nos ha permitido comprobar que estas suelen estar protegidas contra el azote del oleaje. No obstante, esto no es siempre así, y tenemos casos de cuevas de cría cuyas playas han cambiado de morfología e incluso han desaparecido durante la cría del cachorro. Es evidente que la capacidad de nadar es vital para la supervivencia de la cría. Hemos comprobado que el cachorro puede nadar con soltura con menos de nueve días de edad y creemos probable que esta capacidad sea innata. Una cría hembra muy pequeña de Kímolos buceaba con torpeza pero nadaba sin problemas. La capacidad natatoria temprana en ambiente de cría inseguro se encuentra también en el cachorro de foca común, que es criado en bancos de arena vulnerables a las

subidas de mareas vivas, y puede nadar y bucear eficientemente desde que nace (Bonner 1989).

En cualquier caso, el saber nadar no garantiza a la cría el sobrevivir a una tormenta, pues las cuevas son azotadas muy violentamente cuando la dirección del viento coincide con la de la galería de estas. Es necesario que el cachorro sea capaz de permanecer fuera de la cueva durante el tiempo que dure la tormenta, o hasta ser dirigido a otra cueva por la madre, lo que puede llevar largo tiempo.

Es evidente que los meses con vientos menos fuertes serán más seguros para evitar la muerte de cachorros por esta causa. Los meses con vientos más flojos son mayo y junio en la islas cicládicas de Milos y Syros (YY 1976), con medias mensuales de vientos inferiores a 3 en la escala Beaufort (Figura 45), mientras que los meses más ventosos van en Milos de diciembre a marzo, con medias iguales o mayores a 3,6 en la escala Beaufort. Los meses con vientos inferiores a la media anual (3,1) van de abril a septiembre. De acuerdo con estos datos, sería ventajoso para la especie evitar parir en el Egeo Sur entre noviembre y abril, como efectivamente ocurre. No obstante, esto no nos explica el por qué los nacimientos se concentran principalmente en octubre, mes a veces algo más ventoso que los anteriores. Vemos en el perfil de vientos de Syros (Figura 45), una isla en el centro del Egeo más expuesta a los vientos que bajan de Europa Central, que el verano es más ventoso por la acción de los vientos veraniegos "Meltemia". Este perfil representa más fielmente la situación general en el Egeo. A pesar de ello, la intensidad mensual de vientos y los nacimientos de foca monje no parecen correlacionarse ($r = -0,27$ para los vientos en Syros; $r = 0,26$ para Milos).

Figura 45: Perfiles de vientos en el Egeo y en el Sahara Occidental



Considerando que la foca mediterránea colonizó este mar desde el Atlántico (King 1983) podría considerarse la hipótesis de un posible lastre genético que explicara el menor número de nacimientos en una época teóricamente mejor para la cría, desde el punto de vista de la acción de los vientos. Encontramos en la figura 45 que los meses más ventosos en el Sahara Occidental son de marzo a septiembre (Trumble et al. 1981, en Marchessaux 1989b), y su intensidad es mayor que la del mar Egeo. Este factor es lógico que influya en la supervivencia de los recién nacidos en esas costas, expuestas a los vientos alisios, pero la correlación negativa es, de nuevo, baja ($r = -0,18$) Este resultado es probablemente muy influido por el hecho de que en los meses menos ventosos de diciembre, enero y febrero, la foca monje no cría (al menos en número apreciable) tampoco en el Sahara (Marchessaux 1989b), lo que contribuye con puntos de asociación no negativa en la correlación. Si se excluyen estos meses la correlación es de 0,69.

Otro factor climático distinto de los vientos podría jugar un papel fundamental que evita la supervivencia en invierno.

Capacidad termorreguladora y temperaturas ambientales

Las focas son capaces de mantener su temperatura corporal interna gracias a la existencia de una capa aislante de grasa, la cual es delgada sólo en el rostro y las extremidades. Estas poseen sistemas de retroalimentación en el sistema circulatorio, los cuales les permiten combatir la hipertermia en situaciones de altas temperaturas, a la vez que evitar la pérdida de calor corporal interno en situaciones contrarias. La importancia de la capa aislante de grasa para la termorregulación nos la refleja el hecho de que en las focas el desarrollo de tejido adiposo tiene prioridad sobre el óseo y el muscular, lo que las diferencia de todos los mamíferos terrestres (Bryden, en Bonner 1989).

Las crías de focas carecen de una capa de grasa aislante de importancia al nacer la cual necesita, en *Monachus*, más de un mes para desarrollarse. El pelaje del recién nacido es probablemente más eficaz como aislante térmico que el del adulto, pues es más largo y blando, similar al de los mamíferos terrestres, y también más denso, pues existe el mismo número de folículos pilosos concentrados

en una superficie muchísimo menor que la del adulto. Esto le permite retener mejor el aire, que es el que en último término genera el aislamiento térmico del pelaje. El pelaje tiene una capacidad aislante en el aire el doble que la de la grasa (Bonner 1989)

La capacidad aisladora del lanugo deja no obstante de actuar en tierra cuando el pelaje está mojado (Riedman 1990), y es ínfima dentro del agua. Además, el pelaje de la foca monje es mucho menos denso que el de las focas que crían en el hielo. En esta especie, a diferencia de muchas otras focas, la cría está muy expuesta al contacto directo con el agua, pues en buena parte de las cuevas de cría conocidas es muy difícil que un cachorro no llegue a mojarse durante su época de amamantamiento. Asimismo el poder cambiar de cueva si los vientos azotan la que ocupa es vital para la foca mediterránea, como probó el traslado de una cría de una cueva en Políegos en la que la playa desapareció por completo.

Aparte de las *Monachus*, también las crías de morsas *Odobenus rosmarus* parecen nadar con sus madres durante la lactancia (Riedman 1990), y estas poseen un elevado cociente volumen /superficie que les permite conservar el calor corporal. La cría de foca barbuda *Erignathus barbatus*, cuya lactancia dura sólo de 12 a 18 días parece ser capaz de nadar poco después de nacer, como las morsas y las focas monje. Su corta lactancia nos indica que adquiere la capa aislante de grasa muy rápidamente. Ambas focas árticas crían además hacia final de mayo, más tarde que las otras especies árticas, cuando las condiciones climatológicas se suavizan (Riedman 1990).

Los cachorros de foca común, que también nadan durante la lactancia, nacen más tarde en el año cuanto mayor es la latitud de la colonia de cría, variando desde febrero en el sur hasta julio en el norte (Bonner 1989).

Consideramos, por tanto, que la supervivencia de la cría de *Monachus monachus* puede estar influida por un umbral térmico inferior, el cual no afecta a los jóvenes destetados y a los más adultos. Un umbral térmico superior afectaría antes a la madre, con gruesa capa de grasa aislante, que al cachorro. La cría ocurre en todos los meses estivales, incluido el más caluroso agosto (22,1°C de media de mínimas en Milos, mar Egeo; 21,5 en Egeo, mar Jónico, junto a Patra; YY 1976).

Es más, observando las temperaturas en el Sahara (Asecna citado en Marchessaux 1989b) el mayor número de partos de esta foca cuando la temperatura del aire en el Sahara alcanza su máximo, de agosto a octubre, lo que prueba que este factor no es un limitador que produzca hipertermia a la madre, al menos en cuevas. Nos centraremos por tanto en las temperaturas inferiores.

Las temperaturas medias mínimas del aire tomadas en Milos (Egeo) superan los 12°C a partir de abril y sólo bajan de ese umbral a partir de diciembre, hasta alcanzar 8,°C en enero (YY 1976). En Eyeo (Jónico), se registran mínimas de 11,5°C en abril, siendo inferiores a esa temperatura desde diciembre, con medias mínimas de 6,3°C en febrero.

Las medias mínimas del aire en el Sahara Occidental bajan de los 15°C entre diciembre y marzo, con una media mínima de 13,5°C en febrero (Asecna citado en Marchessaux 1989b). Temperaturas equivalentes en Grecia registrables en abril y noviembre permiten la cría de la especie, por lo cual este no parece ser un umbral. Pero en base sólo a esto sería de esperar la existencia de crías en el Sahara a lo largo de todo el año. Por ello las medias mínimas del aire no nos dan tampoco una explicación.

Las extremas mínimas por debajo de 1°C ocurren en Milos, (Egeo) y Eyeo (Jónico) sólo entre diciembre y febrero.

La hipotermia de una cría podría producirse por una temperatura extrema mínima, independientemente de que la media de estas tenga un valor superior en ese mes, como sería la media de mínimas de 8.7°C en enero. De acuerdo a esto, mínimos extremos de aire inferiores a 1°C, podrían explicar por sí solos la no supervivencia de crías a partir de diciembre en Grecia. Dos crías de corta edad, cuyo nacimiento se estimó en noviembre, fueron halladas muertas en diciembre en distintos años en la isla de Folegandros, cerca de Milos.

Ignoramos las temperaturas extremas mínimas mensuales en el Sáhara Occidental, por lo que no podemos discutir si este factor podría condicionar o no los nacimientos en esta región, aunque sabemos que las temperaturas mínimas se alcanzan en invierno

Las temperaturas medias del mar son para el Egeo Sur de 18°C en primavera y otoño, 23°C en verano y 11°C en invierno (YY 1976). Es a mediados del verano cuando el mar alcanza la máxima temperatura, y esta se mantiene aún alta en las primeras semanas del otoño, que es cuando tenemos los máximos de cría en el Egeo (Figura 46). No hemos encontrado datos similares para el Jónico. En el Sáhara occidental, a pesar de su baja latitud, la corriente de las Canarias hace que las temperaturas medias del mar rondan los 17°C desde diciembre hasta el comienzo del verano, cuando el frente intertropical asciende hasta la costa de las focas y las temperaturas suben a 22°C pudiendo alcanzar hasta 27°C, bajando de nuevo la temperatura a partir de octubre (Tomczak, en Marchessaux 1989b).

Vemos pues, que a pesar de la muy distinta localización geográfica, factores locales afectando al Sáhara occidental permiten un reparto de temperaturas del mar a lo largo del año similares a las del Egeo. Esto contribuiría a evitar la existencia de una diferencia apreciable en la repartición de partos a lo largo del año en las dos regiones (ver Figura 47), a pesar de que las diferencias en las temperaturas del aire sean más acentuadas. De acuerdo con ello, las crías sobrevivirían mejor en períodos en que la temperatura media del agua supera al menos los 18°C desde el momento del nacimiento hasta alcanzar el destete. Con arreglo a esto, y dado el contraste de temperaturas menos pronunciado en la región del Atlántico que alberga focas, sería de esperar que cuando las investigaciones en el Sahara dieran resultados de nacimientos tomados sólo en esta región (no mezclados con datos del Mediterráneo), el perfil de nacimientos tenga unos máximos y mínimos menos acentuados, quizá con algunos nacimientos a lo largo de todo el año. Todo ello en caso de que no hubiese otro factor básico actuando

El factor adicional a considerar en estos planteamientos es el ayuno y la consiguiente reducción de la capa aislante de grasa en la madre, debido a la leche transferida a la cría en el amamantamiento. La cría de foca monje hawaiana, al igual que la del elefante marino, multiplica por cuatro su peso natal al llegar al destete (Kenyon 1981, Riedman 1990), lo que supone en el primer caso un promedio de 1 Kg de grasa diario obtenido a partir de la leche de la madre, sin contar las energías metabólica y de transferencia perdidas durante los 36-41 días

(Johanos et al 1994) que dura la lactancia en completo ayuno materno. La eficiencia de transferencia en el elefante marino es del 55% (Costa et al 1986). Un valor equivalente en *Monachus* nos daría que estas pierden unos 2 Kg de peso diarios, o unos 80 Kg al acabar la lactancia. Teniendo en cuenta además que la capa hipodérmica de grasa es en la foca monje considerablemente menor que en las especies que crían en hielo, este animal debe tener un aislamiento térmico más reducido que otras especies al acabar la cría, y debe por tanto volverse más sensible a temperaturas del agua no muy bajas en esta fase. La cría de la foca mediterránea, por el contrario, habría añadido a sus 15-20 Kg que pesaba al nacer (Marchessaux & Pergent-Martini 1991), otros 44 Kg, principalmente de grasa aislante alcanzando un peso óptimo al destete, tras 40 días, de 59-64 Kg.

En resumen, con respecto a los condicionantes autoecológicos, épocas con temperaturas medias mínimas del mar por debajo de los 11°C harían difícil la supervivencia del recién nacido que se viera arrojado al mar por las inclemencias del tiempo, y someterían a un estrés térmico a la madre, que se encontraría en la época de aguas más frías con una capa de grasa aislante muy reducida por la lactancia. Las temperaturas del aire y el agua máximas favorecerían el éxito de los nacimientos.

Abundancia de presas

Las focas destetadas atraviesan un período variable de ayuno o escasa alimentación hasta que adquieren la habilidad para preñar por sí solas. Así, el cachorro del elefante marino ayuna durante 5-7 semanas después del destete (Bryden en Bonner 1989). Cuanto más abundantes sean las presas al final del ayuno de la cría, mayor serán las posibilidades que tiene esta de sobrevivir a esa fase. Con el fin de considerar este factor, hemos tomado los promedios mensuales de capturas costeras obtenidos por unidad de esfuerzo pesquero durante ocho años en la flota de bajura de Alonisos (Figura 48). Observamos que la mayor abundancia de pesca en las costas del Egeo se produce en invierno, con una paulatina reducción hacia el verano.

Figura 46: Nacimientos de focas en el Egeo entre 1989 - 1996 y temperatura del mar Egeo

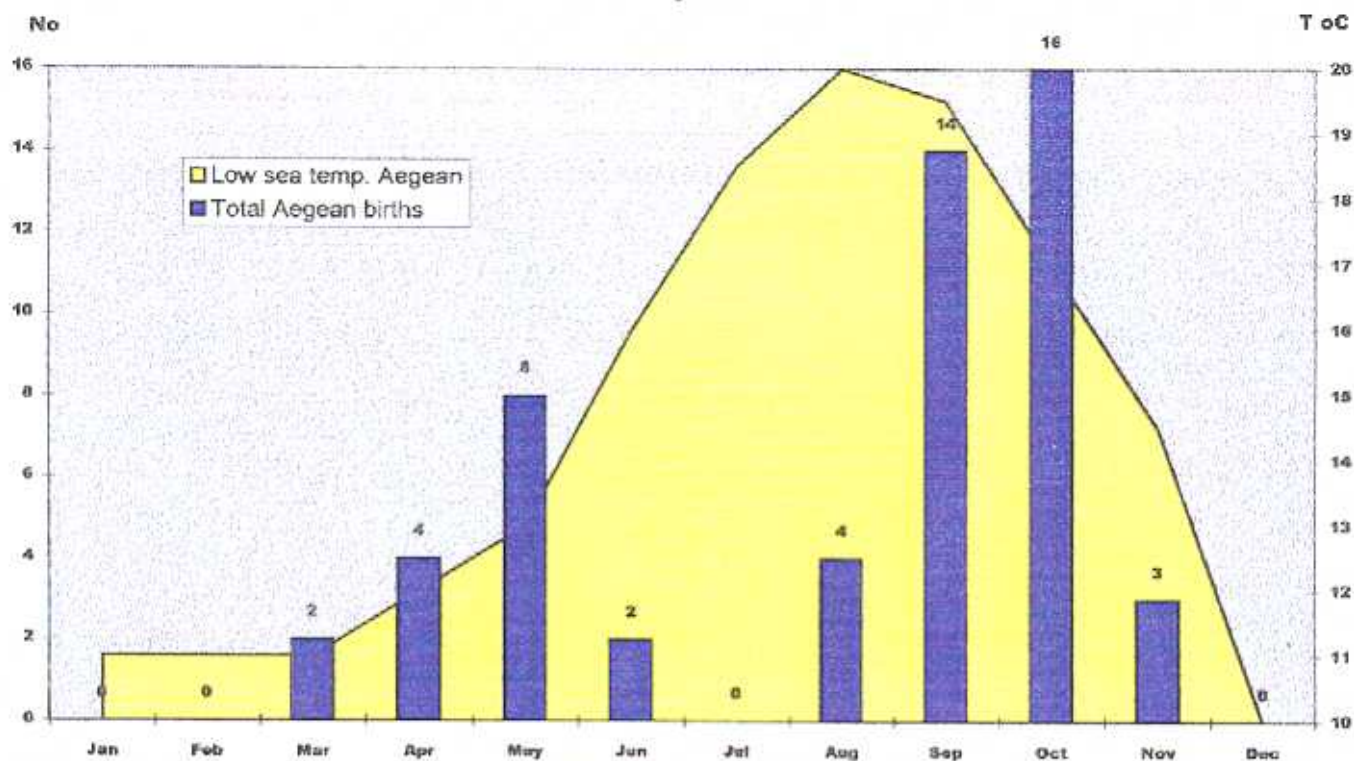
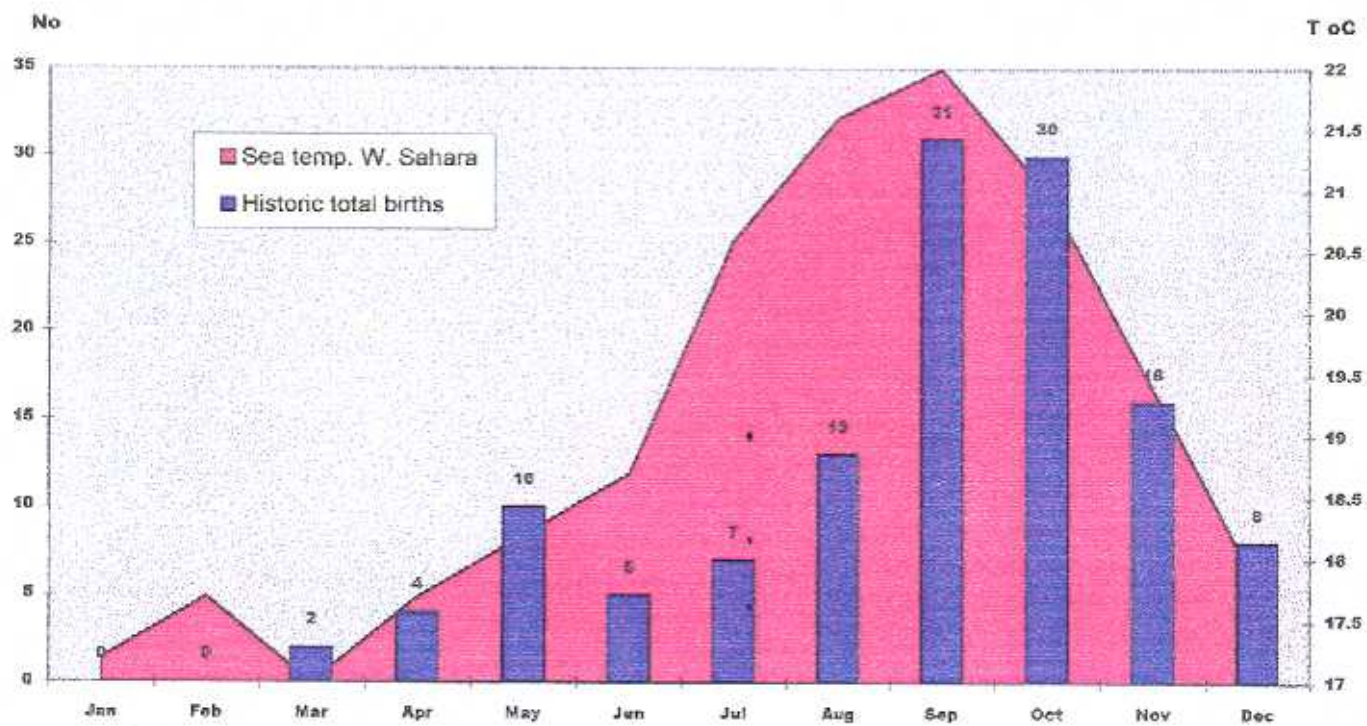


Figura 47: Nacimientos historicos de foca monje y temperatura del mar en el Sahara Occidental



Un cachorro nacido durante el máximo de partos, sobre primeros de Octubre, sería destetado hacia mediados de Diciembre. Ello implica que empezaría a alimentarse durante el invierno, que sería la época más adecuada en Grecia para un predador costero inexperto. También la madre, que debe ayunar durante su muda (unos tres meses después del destete) evitaría destetar cuando los recursos alimenticios están decreciendo, pues no podría entonces reponer sus reservas de grasa perdidas. Si correlacionamos los nacimientos mensuales de focas con la abundancia de peces y cefalópodos costeros en Esporadas obtenemos que hay una fuerte correlación negativa ($r = -0,85$) lo que sugiere que la cría no se produce cuando hay abundancia de presas, accesibles así tanto a las madres como a los jóvenes del año tras el ayuno. Se observa asimismo (Figura 49) que existen más nacimientos cuantas menos presas accesibles existen. De esta forma se optimiza la obtención anual de energía trófica.

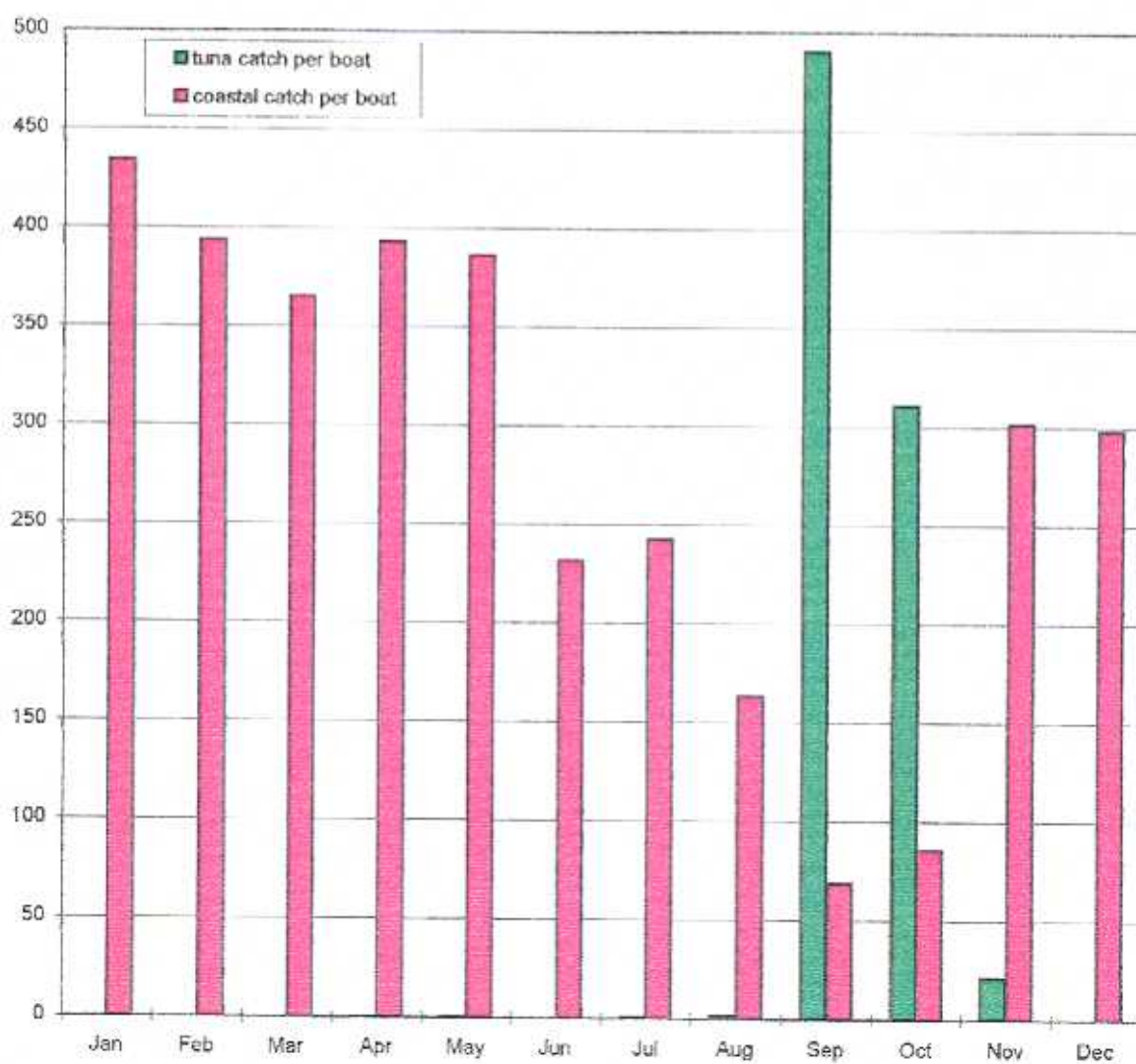
En este punto debemos tener en cuenta que el resultado en las capturas costeras de Alónisos se haya enmascarado por el siguiente hecho. Entre septiembre y principios de noviembre la flota de esta isla dedica muchas salidas a la pesca del atún, reduciéndose las capturas costeras, por lo que no podemos confirmar la reducción de stocks costeros en esa época, a pesar de tener indicios indirectos por nuestras observaciones submarinas de que así ocurre (además, no sería esperable un aumento repentino de capturas en otoño que alcanzara los valores de invierno y primavera). A pesar de ello, hemos efectuado una nueva correlación excluyendo esos tres meses. Su resultado ($r = -0,7$) sigue indicando una relación inversa entre la abundancia de pesca y frecuencia de partos. Debe además puntualizarse que los pescadores parecen detener el uso de cada método de pesca en la época concreta del año en que su rendimiento es más bajo. Esto se observa también con respecto a los distintos métodos de pesca desde costa utilizados en las Canarias orientales (Carrillo et al. 1985).

Para ahondar en la comprensión del factor trófico, hemos buscado datos sobre la abundancia de pesca litoral en el área atlántica de la especie, para comparar situaciones. No hemos hallado datos sobre capturas artesanales costeras en el Sahara, pero sí en las Canarias orientales, concretamente en Lanzarote y Fuerteventura (Carrillo et al. 1985), que albergaban en el pasado a la foca monje.

Son datos de pesca con caña, cordel y nasa relacionados con el esfuerzo empleado, y por tanto comparables a los obtenidos por nosotros en Esporadas. Como muestra la figura 50, también en esa región la abundancia de presas decrece con el aumento en el número de partos de la especie. La diferencia notable la constituye el hecho de que en invierno las presas no parecen abundantes en el litoral canario, con relación a otras épocas. Si esta situación fuera representativa de la accesibilidad de presas a las focas monje atlánticas en el curso de su evolución, tendríamos que lo que señala los partos, tanto en el Mediterráneo como en el Atlántico, es el comienzo del declive en la abundancia de presas. Así, la hembra se habría asegurado ya el almacenamiento del máximo de energía para afrontar la cría. La inflexión desde decrecimiento a incremento de presas señalaría el final de los partos

En síntesis, considerando todos los factores en su conjunto, podríamos esperar que la cría ocurriera en épocas con temperaturas medias del mar por encima de los 15°C y temperaturas mínimas absolutas del aire por encima de 1°C. Suponemos que el papel de los vientos sería importante, al provocar bien la muerte por traumatismo, bien que el cachorro se moje (haciendo que su capa de pelo no pueda protegerlo del aire frío), bien que se vea obligado a nadar en aguas cuya baja temperatura le provocaría también hipotermia, al ser esta una foca con un desarrollo infantil mucho más lento que las polares. Estos factores explicarían la ausencia de partos en invierno.

Figura 48: Capturas de la flota de bajura del Parque marino de las
Esporadas del Norte, Grecia



La evolución de la especie principalmente en la costa atlántica junto al Mediterráneo podría también contribuir a explicar la menor cantidad de partos encontrada durante la época en que soplan los alisios, primavera y verano, que pueden producir muertes por el mayor batimiento del oleaje en las costas del Sahara. El 70,8% de los nacimientos conocidos de la especie ocurrieron en la época con menor influencia del viento y las mayores temperaturas del agua en el Sahara Occidental. Se podría formular la hipótesis de que un lastre genético pudiera haberse mantenido en el Mediterráneo a pesar de existir condiciones adecuadas para la cría en verano, al menos en la población estudiada en Grecia, pero para ahondar en ello deberíamos disponer de más información paleontológica sobre la especie antes y después de colonizar este mar.

No obstante, tanto la abundancia estacional de presas como las temperaturas del mar y el aire podrían explicar por sí solas la frecuencia de partos hallada a lo largo del año, sin que influyeran decisivamente los vientos (Figuras 51 y 52).

Existe fuerte correlación ($r = 0,81$) entre la curva de nacimientos de esta foca monje ($n = 126$) y el perfil de temperaturas del mar en el Sahara Occidental (Figura 47), así como con el perfil de temperaturas máximas del aire en esa región ($r = 0,86$)

También la correlación entre la curva de nacimientos y la temperatura mínima del agua ($r = 0,65$) en el Egeo (Figura 46) nos sugieren que este factor juega un papel en relación con el éxito de la cría de la especie.

Una mayor frecuencia de nacimientos durante el verano sería impedida por el condicionante de que esas crías empiezan a alimentarse en meses en que las presas empiezan a decrecer notablemente y la madre no optimizaría el almacenamiento de grasa. Los cachorros nacidos en septiembre y octubre empezarían a comer cuando hay más peces en la costa del Egeo. Aunque crías nacidas en enero y febrero podrían empezar a alimentarse por sí solas cuando los peces son muy abundantes, su nacimiento sería probablemente reprimido por los condicionantes climáticos invernales y por el hecho de que sus madres pasarían los últimos meses de gestación con recursos tróficos muy mermados.

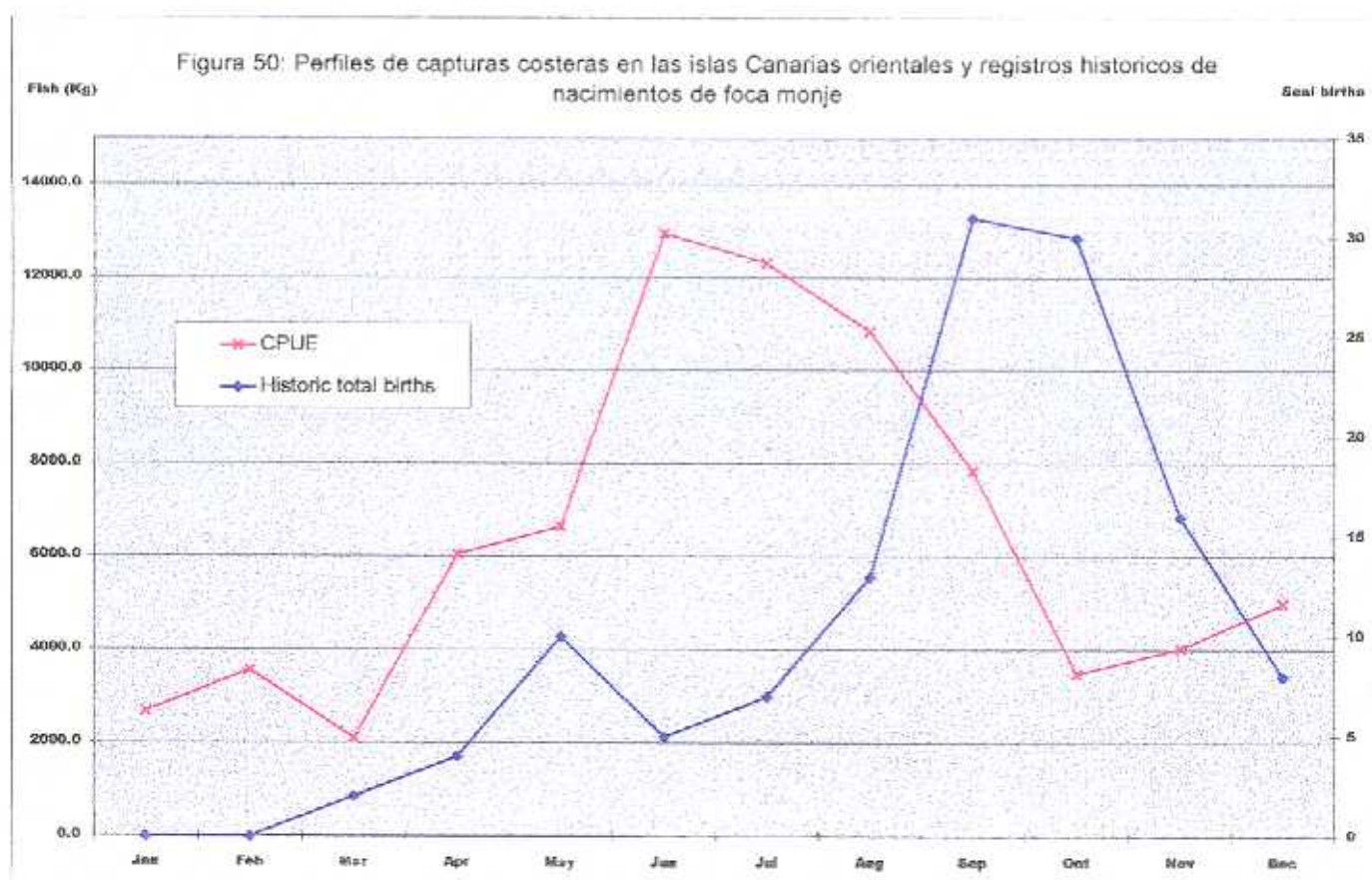
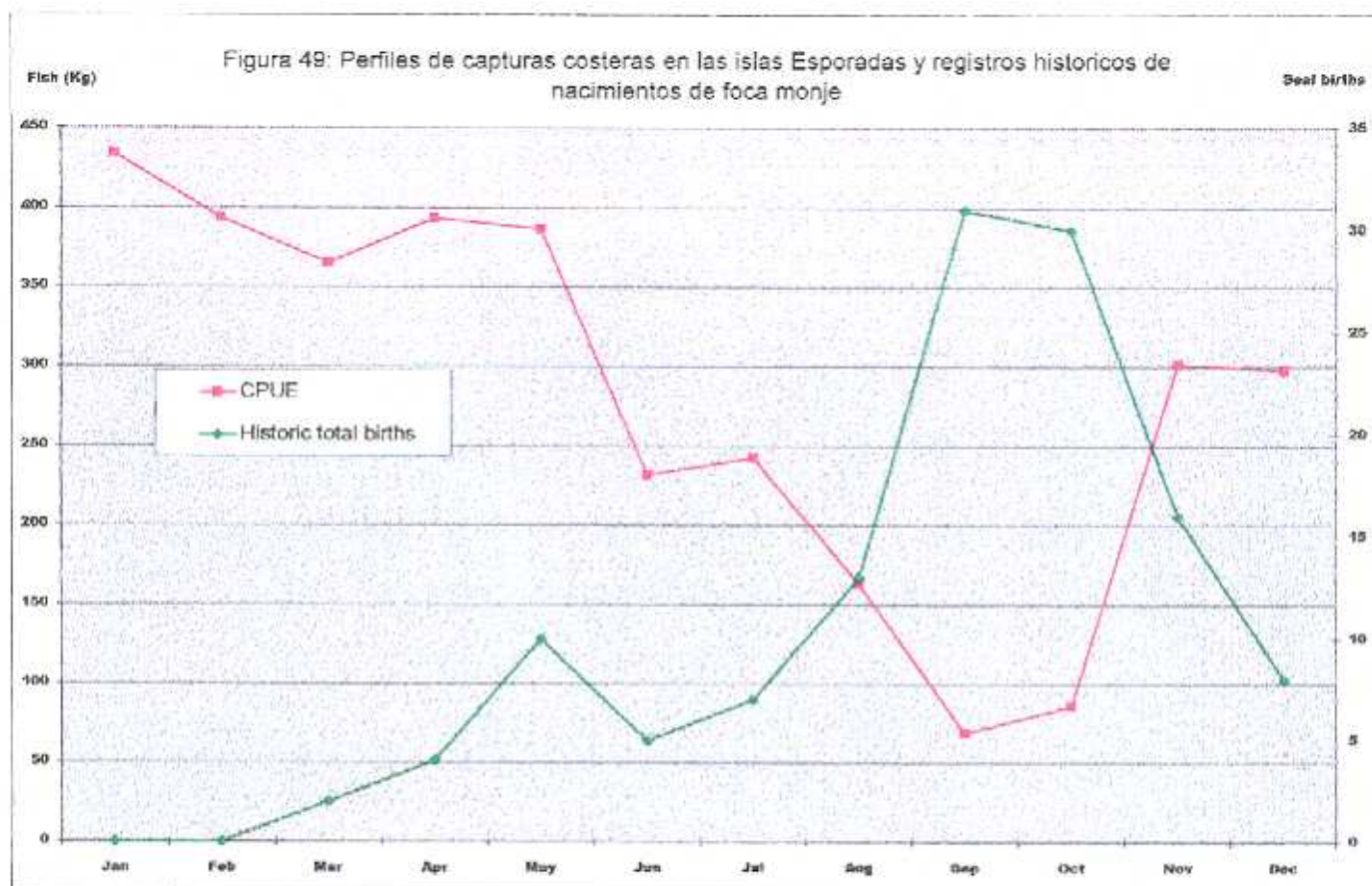


Figura 51: Posibles parametros condicionantes de los partos en foca monje en relacion con estos (parámetros del Egeo)

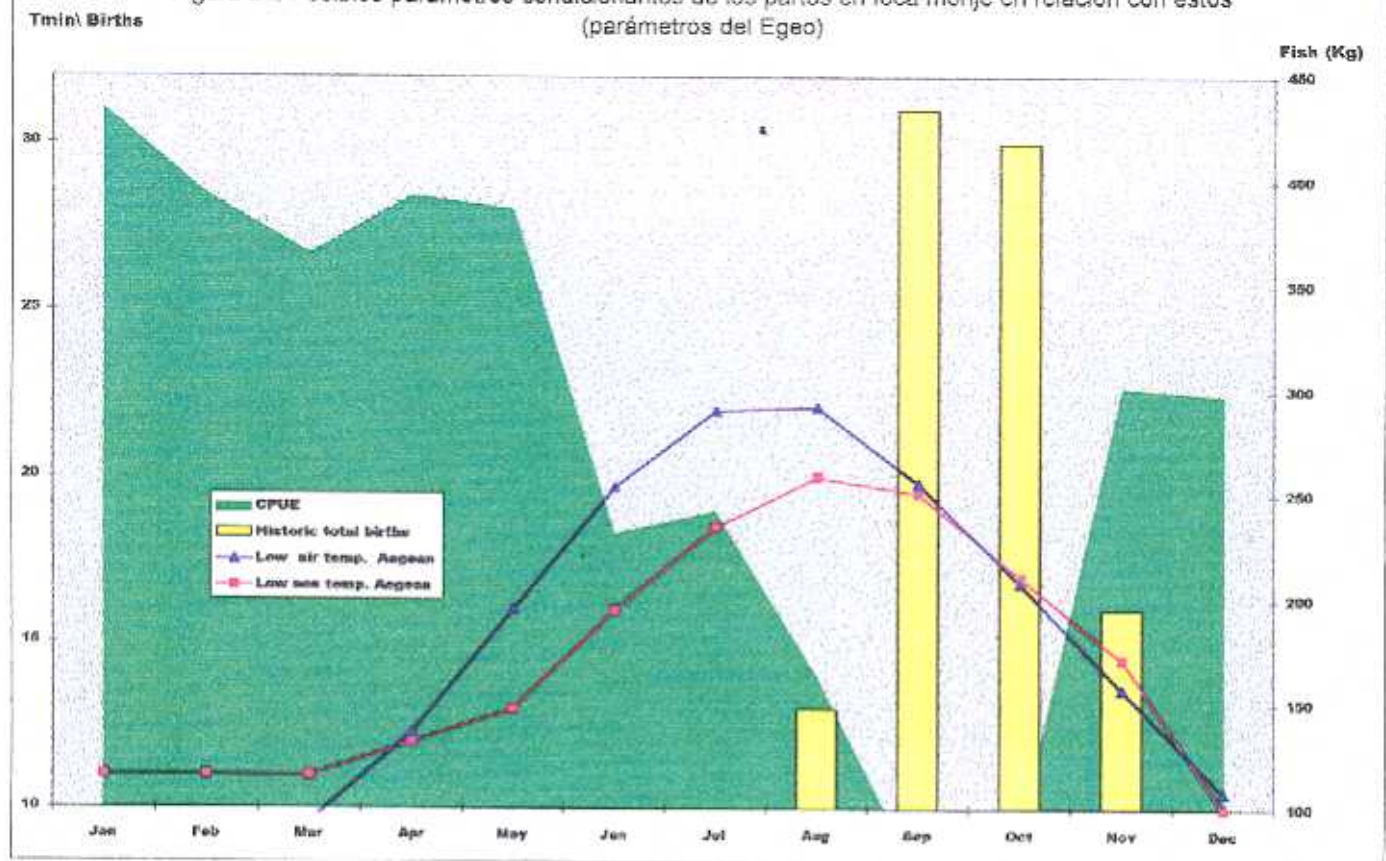
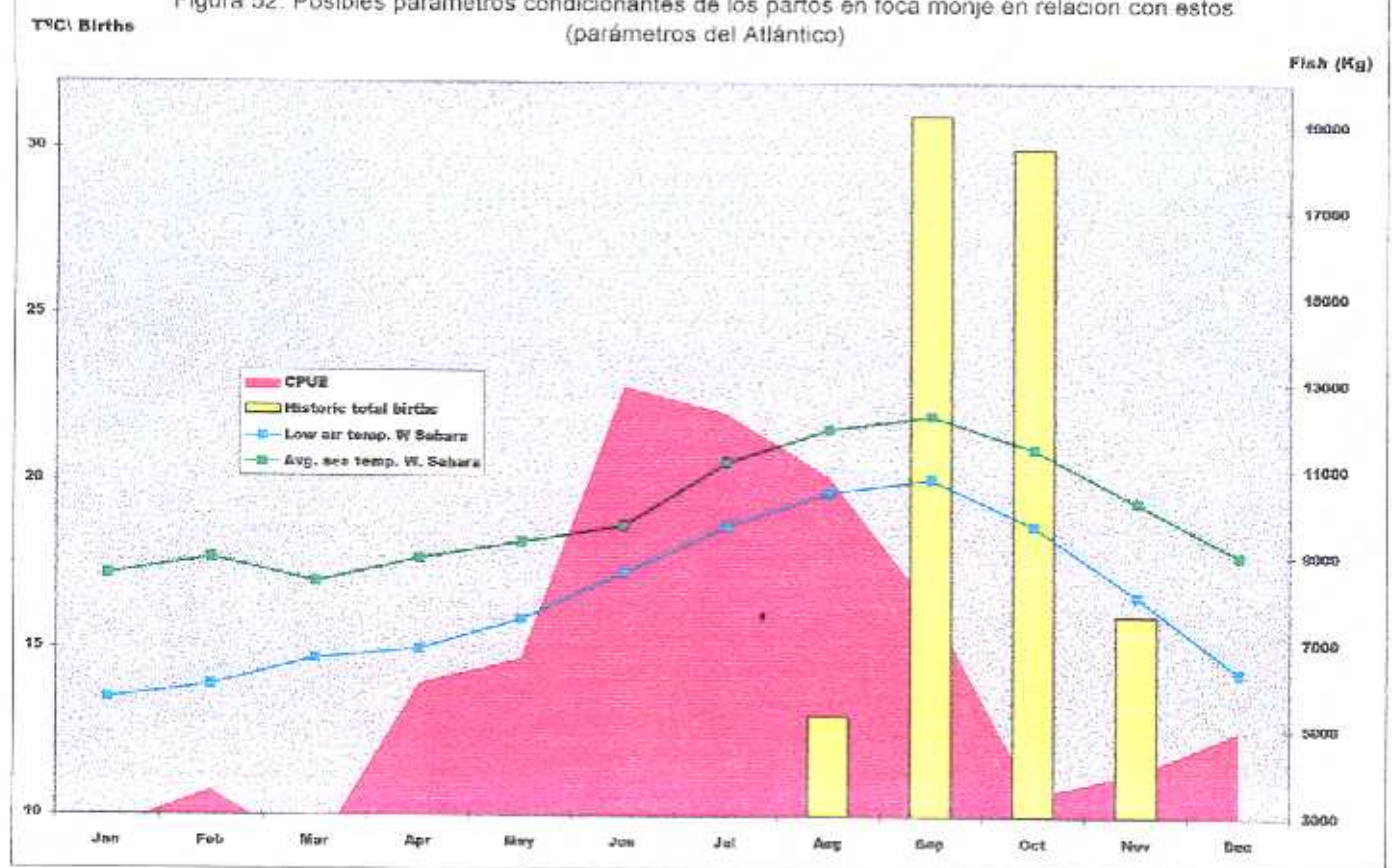


Figura 52: Posibles parametros condicionantes de los partos en foca monje en relacion con estos (parámetros del Atlántico)



En resumen, a pesar de que el ciclo interpartos dure algo más de un año en *Monachus* (Johanos et al 1994), el reloj biológico de las hembras se ajustaría para que los partos coincidan con las máximas temperaturas del mar y el aire, por un lado; y por otro, considerado el principal, para que tanto el embarazo de la hembra como el fin del ayuno del cachorro tengan lugar en una época con abundancia de presas. El primer factor explicaría los valores mínimos registrados, mientras que el segundo produciría los máximos.

3.2 4. Cuidado maternal

Las crías de focas son consideradas precoces, en contraste con los carnívoros terrestres, que suelen ser altriciales. Mientras que el peso de un oseño es 1/600 el de la madre, el de una foca común es 1/8 (Bonner 1989). La cría de foca mediterránea pesa al nacer entre 15 y 20 Kg (Marchessaux 1989b). Considerando un peso de la madre entre 200 y 300 Kg a partir de la curva de tamaño-peso creada por ese autor, tenemos que el peso de la cría es entre 1/13 y 1/15 del de la madre, lo que la hace equivalente a la cría del elefante marino, con 1/15 del peso materno. La cría de corta edad tiene un cuerpo completamente desarrollado para reptar y nadar (Figuras 12 y 13). En este apartado pasamos a tratar los datos obtenidos sobre la dependencia materna en la especie.

Lazo materno filial

Según se deduce de dos casos de observaciones en Cícladas dentro de las 24 horas desde el nacimiento de la cría, parece formarse un lazo materno-filial por medio de la emisión de ladridos emitidos tanto por la madre como por el cachorro. Estos son continuos, el de la madre es agudo como el chillido de un perro herido, mientras que el de la cría es grave y recuerda los graznidos del ganso. En ambos casos, ocurridos en Kímolos y en Políegos, madre y cría se encontraban con los hocicos casi en contacto por lo que probablemente las vocalizaciones iban acompañadas de contactos táctiles y olfatorios, como ocurre en la foca pía y en la foca gris (Bonner 1989). Al año siguiente de las observaciones citadas, escuchamos las mismas vocalizaciones en una de esas cuevas, pero no pudimos entrar debido a que una hembra adulta se hallaba en la galería acuática de esta. El

animal nos vió y giraba en la galería mostrándose alterada, pero sin huir. Esto parece ser característico de madres que tienen su cría en la cueva. Similares vocalizaciones fueron descritas también por pescadores de Andros como procedentes periódicamente de una cueva de cría de esa isla

Comportamientos parecidos han sido observados en otras especies, inmediatamente tras el nacimiento. Estas vocalizaciones sirven para la impronta de la cría, así como para facilitar a la madre la localización de su cachorro entre los de otras madres. Las vocalizaciones son más importantes en la formación y mantenimiento del lazo materno-filial que el reconocimiento visual en otáridos (Riedman 1990).

Este lazo parece fundamental para la supervivencia de la cría de esta especie, pues la reproducción en cuevas le hace más fácil el ser arrastrada por el oleaje que en el caso de las especies que crían en playas abiertas. Múltiples informes por parte de pescadores en zonas del país muy distantes entre sí, nos confirman que la foca mediterránea busca a su cría extraviada durante varios días, superando la búsqueda incluso una semana.

Así, fuimos informados de cuatro casos en que se mató a la cría (en Eyina, Azos, Eskópelos y Jíos) en todos los cuales se describió su búsqueda en los alrededores durante aproximadamente una semana por parte de la madre, emitiendo continuas vocalizaciones similares a las oídas por nosotros en la formación del lazo tras el nacimiento. En el caso de Egina, la cría se mantuvo algunos días en cautividad, siendo finalmente matada y arrojada a un acantilado. La madre la encontró y se quedó junto a ella ladrándole durante un día, hasta que un pescador recogió la cría muerta y la apartó de la costa.

Es característico el hecho de que las focas en condiciones normales son muy esquivas y difíciles de ver, volviéndose muy conspicuas en estos casos.

Otras dos crías fueron capturadas vivas, una en Eskópelos y otra en Ayos Estratios, y llevadas al centro de recuperación de focas de Alónisos. En ambos casos, las madres fueron vistas durante varios días en los alrededores del lugar de

captura emitiendo ladridos de llamada. Las crías no fueron devueltas a las madres. Hubo no obstante otro caso en que ello sí se intentó y pasamos a exponerlo:

En septiembre de 1991, en una cueva de Tragonisi en la cual habían dos crías fue capturada una de ellas. Esta fue trasladada a Míkonos y expuesta en la playa. El animal se mantuvo hasta el día siguiente en cautividad, tras lo cual un pescador submarino tomó a la cría y la llevó de nuevo a la cueva en donde había sido encontrada, unas 15 horas después de su captura. Se desconoce si la madre volvió a aceptar esta cría, pero en posteriores visitas del pescador una madre con cría fue observada en el mar. Existe otra cueva de cría muy oculta y cercana a la anterior en la cual podrían haberse trasladado las focas tras esta intrusión.

La separación de la madre poco después del nacimiento puede impedir la formación del lazo materno-filial en la foca gris (Kovacks 1987), con su consecuente abandono. Por otra parte es conocida la cualidad de las focas Monachini, incluyendo *Monachus schuinslandi* (Alcorn & Henderson 1984) de adoptar crías. Además, las hembras de esa especie pueden adoptar otra cría a pesar de estar criando a la suya. La adopción supone la aceptación de un cachorro independientemente de su origen, por lo que la reaceptación de la cría propia podría ser igualmente posible en estas especies.

Así, tenemos dos informes, procedentes de pescadores, de hembras amamantando a dos cachorros a la vez: una en una placa de roca en el cabo sur de Kea y otra en una cueva de las pequeñas Cicladas. No podemos tener confirmación de la veracidad de estos datos. Existen evidencias de gemelos en las Monachinae *Mirounga*, *Leptonychotes* y *Lobodon* (Riedman (1990). Aunque los partos de gemelos no parecen ser demasiado raros en las focas, las crías nacen muertas o no suelen sobrevivir (Bonner.1989). Es posible que de ser ciertas las observaciones arriba citadas (en principio no tenemos motivos concretos para dudarlas) se tratara más bien de adopciones.

Respecto a la defensa de la cría observamos en una ocasión comportamiento protector hacia esta, al encontrar a una hembra con un joven del año en el estanque de una cueva de cría, en Kímolos. Nos hallábamos en la orilla del estanque cuando aparecieron ámbas focas (posee una entrada submanna). El

joven se acercó a la orilla a observarnos a lo que la madre respondió rápidamente alcanzándole y haciendo un movimiento como de ataque con el morro hacia su costado, pero sin emitir ningún sonido, para alejarle de allí. Después continuaron observandonos desde mayor distancia, repitiendo la madre el mismo movimiento cuando el joven intentaba volver a acercarse.

En otro caso, una hembra a la que días más tarde vimos con un cachorro, se encontró con nosotros en la galería de una cueva de cría en Zákintos. El animal daba continuamente vueltas como dudando entre huir hacia el mar o tomar a la playa. Cada vez que nadaba hacia la orilla emitía ladridos de llamada, y en ningún caso rugidos. Abandonamos la cueva para no molestarla, convencidos de que había un cachorro en la playa, al que efectivamente vimos días después en la misma cueva con esa foca.

Otro indicador de la protección antipredador ofrecida por la madre a la cría lo muestra el hecho observado de que cuando la cría bucea con la madre, nada casi pegada a ella, tras el flanco de esta. Esa posición posiblemente le reporte además beneficios hidrodinámicos en su desplazamiento.

Lactancia

El único caso en que observamos a la cría comenzar a mamar fue bajo el agua, a la entrada de una cueva en Políegos. Una gran hembra acompañada de otra menor de unos dos metros nos observaba desde una profundidad de tres metros, cerca del fondo y a unos ocho metros de distancia. La cría nadaba alrededor de ellas y se acercó al vientre de la hembra grande, comenzando a mamar formando un ángulo de 90° con la madre. Esta giró inmediatamente el cuerpo hacia la cría y la apartó con la pata delantera derecha, sin dejar de observarnos. El cachorro no había comenzado aún a mudar el pelaje natal. La renuncia a amamantar nos pareció claramente provocada por nuestra presencia. Su edad, estimada por el seguimiento de cuevas, era de unas tres semanas

La única especie para la que se ha descrito antes amamantamiento tanto en tierra como en el agua es la foca común (Riedman 1989). Este hecho se ha interpretado como una tendencia evolutiva hacia una completa independencia de

tierra. Tras nuestra observación en el género más primitivo de focas, creemos que es posible que la falta de registros en otras especies se deba simplemente a la dificultad de obtener dichas observaciones.

Hemos visto en dos ocasiones en Zákintos a crías tratando de encaramarse al abdomen de adultos quizás en un intento de mamar. En otro caso, una cría empujó con el hocico el costado de su posible madre, que reposaba tripa abajo, a la altura de las mamas. Cuando esta la ignoró se encaramó sobre ella para acercarse a otra hembra que reposaba en la misma posición, pegada a la primera. Esta segunda hembra le rugió con una vocalización similar a una pantera y le mantuvo las fauces abiertas, a lo que la cría respondió situando la cabeza en posición perpendicular al rostro amenazante y retirándose lentamente sin dejar de mirarlo. Dicha hembra mostró el mismo comportamiento amenazador a otra cría, más pequeña que acercó el hocico para oler el suyo. Ambas crías habían mudado por completo recientemente. Estas interacciones parecen sugerir que la especie renuncia a amamantar cuando la cría ha mudado.

El seguimiento de un cachorro macho en Políegos, desde su nacimiento hasta la casi finalización de su muda, reveló que la cría tenía entre seis y siete semanas de edad cuando completó esta, la cual duró unas tres semanas. Una semana antes, su madre (de unos 2,5 m) reposaba en una cueva pegada a un macho adulto, mientras la cría efectuaba campeos alejándose unos 300 m de la entrada. En la playa de la cueva había otra hembra y una cría. Cuando una tercera hembra se acercó a la orilla, la primera bajó al agua y la combatió por dos veces, sin que ninguna abandonara finalmente la cueva. Es posible que, considerando su tolerancia al macho, la madre del cachorro en muda ya hubiera destetado a este. Las hembras que amamantan muestran intolerancia a los machos en la foca de Hawaii (Johanos et al 1994).

Las seis especies de focas que crían en tierra tienen períodos de lactancia más largos que las que crían en hielo (Riedman 1990). La foca común, muy emparentada con la foca ocelada (la cual cría en hielo) ha extendido la lactancia hasta un 50% más que su cercano pariente, llegando esta a seis semanas (Bonner 1989)

La lactancia de la foca mediterránea ha sido estimada, aunque con dudas (King 1983), entre seis y siete semanas (Boulva 1979). Mursaloglu (1984) cita un caso de cuatro meses, el cual es considerado no claro por Bonner (1989) y Riedman (1990). Como ya se ha explicado en el apartado de época de partos, este período reduce enormemente las reservas de grasa de la madre, mientras que las crías pueden observarse muy gordas al comenzar su muda.

Es normal encontrar a las crías solas en las cuevas a pesar de que no hayan comenzado aún a mudar. Ignoramos si sus madres ayunan o no durante la lactancia, pero todas las especies de foca en que se ha estudiado esta faceta ayunan (Bonner 1989). Mursaloglu (1984) afirma que la madre que según ella crió durante cuatro meses no ayunaba, basándose en el hecho de que esta abandonaba la cueva. Esto no es suficiente para confirmar que la especie se alimente mientras está ausente de la cueva. Un ataque a redes en Zakintos por un grupo de dos madres acompañadas de sus crías recién mudadas, el 4/12/91, parece no obstante confirmar que estas ya se alimentan cuando las crías han mudado. Es posible que en esta fase la cría aprenda a campear con la madre aunque ya esté destetada, pues tenemos otros tres informes de madres con cachorros atacando redes en Milos y en las pequeñas Cicladas, lugar este último donde se han registrado además ahogamientos de cachorros.

3.3. Discusión

3.3.1. Ciclo biológico de la foca monje

En la figura 53 hemos representado un modelo de ciclo biológico supraanual, el cual se desplaza 16 días en el calendario de un año al siguiente. El modelo simbolizaría los ciclos de una hembra nacida durante el máximo anual de la especie, septiembre, que entra en su primer celo un 1 de septiembre, supuestamente al cumplir cuatro años de edad. El individuo viviría durante siete ciclos consecutivos. Los dos primeros partos serían en agosto, otros dos ocurrirían en septiembre, los dos siguientes en octubre, y uno en noviembre. El siguiente ciclo no se completaría. La causa que consideramos más probable es que el alejamiento progresivo, con los años, de la época con el máximo de presas antes de parir, no le permitiría tener un estado nutricional óptimo para afrontar partos tan tardíos en el

año-calendario. Esto provocaría, caso de no perder la cría, que su pésimo estado físico no le permitiera la implantación del blastocisto durante el período invernal de muda con ayuno. El aborto de este sería la señal para entrar de nuevo en estro tras la nutrición postmuda, en la primavera. Comenzaría así una nueva serie de ciclos progresivos que explicarían la aparición de nacimientos desde abril, pues el estro interrumpido podría sobrevenir esta vez más pronto en el año.

Este modelo explicaría porque hay a la vez un máximo estacional de partos y una extensión de estos en el tiempo. En él consideramos los siguientes parámetros:

Lactancia: 6 semanas en base a nuestros datos y los de otros autores ya citados

Estro: 3 semanas en promedio desde el destete, que es lo observado en la foca de Hawaii (Johanos et al. 1994). El estro comienza en todos los fócidos al acabar la lactancia excepto en los elefantes marinos, en los cuales empieza pocos días antes de acabar esta, lo que prueba que no está inhibido por la prolactina, como en otros mamíferos. El estro y el destete están íntimamente ligados mediante el proceso hormonal de la foliculogénesis, debido a que la ovulación eleva los niveles de progesterona. Este cambio puede dar la señal a la madre para destetar a la cría (Boyd 1991).

Fase de blastocisto suspendido 7 semanas. No existen datos en pinnípedos que sugieran qué factores endocrinos originan el fin de la fase de diapausa (Boyd 1991). Creemos que ocurriría durante la muda, una fase con cambios hormonales que servirían de señal para esta. La gestación suspendida, mal llamada implantación diferida debido a que en las focas nunca ocurre auténtica implantación (Bonner 1989), es una herencia genética del antecesor común que comparten las focas con los úrsidos y los mustélidos, que muestran el mismo fenómeno, por lo que no es una adaptación especial al ambiente marino. Ocurre también en el corzo y los armadillos. Seguiremos utilizando el término implantación debido a su arraigo, pero sin olvidar la observación arriba indicada.

Fase de implantación: Posiblemente iría asociada a la capacidad para afrontar el ayuno acaecido durante la muda. Estimamos esta fase en 3 semanas

suponiendo la muda de adultos algo más corta que la de los cachorros, como parece ocurrir en las hembras de Hawái (Johanos et al. 1994). Una implantación hacia al final de la muda señalaría el final de la suspensión del blastocisto, tras 10 semanas desde la ovulación, que es el promedio en focas (Riedman 1990). Nuestra especie sería, junto con las focas grises del noreste del Atlántico, la única en la que la implantación ocurriría durante la fase creciente del fotoperíodo, y los picos de sus ciclos serían muy similares. Es de resaltar, que también esta especie presenta una estación de partos extendida, pudiendo hallarse crías todo el año en Gran Bretaña (Bonner 1989) Esto nos sugiere que el fotoperíodo no regula los partos en ellas, a diferencia de lo que parece ocurrir en los otros fócidos

Fase de gestación activa: entre 35 y 36 semanas, poco más de 8 meses, que es el promedio de todos los fócidos (Boyd 1991). Marchessaux y Pergent-Martini (1991) sugieren una fase de gestación activa en foca mediterránea de entre 9 y 10 meses en base a tamaños de fetos y neonatos en función de cuando fueron hallados. La aproximación es interesante, pues antes se consideraba dicha fase aún mayor, pero tiene la limitación de que no se puede asignar con seguridad el engendramiento de un feto a una fecha, debido a la falta de una sincronización total del celo o los partos en la especie. Una gestación tan larga debería verse reflejada en una muda más temprana de la que parece ocurrir en la especie. Las hembras con crías observadas por nosotros en octubre y noviembre nunca mostraron muda en enero, lo que no se ajustaría a una gestación de más de nueve meses.

Todos los factores anteriores tendrían una cierta elasticidad, dependiendo de que la hembra fuera fecundada al principio o al final de su ciclo y de las condiciones tróficas de esta al alcanzar la muda, que permitirían antes la implantación en hembras mejor nutridas, como ocurre en foca gris (Boyd 1991), elefante marino del norte y oso marino antártico (Reiter et al. 1982 en Boyd 1991; Boyd y McCann 1989 en Boyd 1991). Las hembras de foca monje más expertas podrían así ralentizar el distanciamiento fenológico de sus sucesivos partos con respecto a la época más propicia para nutrirse antes de parir. Por el contrario, aquellas peor nutridas parirían algo más tarde acelerándose cada año su distanciamiento con respecto a la época con más alimento. De cinco hembras que

parieron en la zona de Polyegos-Kímolos entre el 21 de septiembre y el 27 de octubre de 1994, la primera en criar fue la más grande y rolliza de todas, siendo la última una hembra joven y no muy gorda

3 3.2. Estrategia reproductiva de la foca monje

Los mecanismos fenotípicos utilizados por una especie para distribuir sus esfuerzos de emparejamiento y parental constituyen su estrategia reproductiva (Chisholm 1993).

Según las concepciones evolutivas clásicas, todo ser vivo trata de optimizar su estatus reproductivo produciendo tantos descendientes que lleguen a ser fértiles como sea posible. Esto es compensado por la inversión necesaria para generar una progenie sana, hasta el momento en que sea capaz de sobrevivir independientemente.

Las teorías actuales, como la del bet-hedging (Promislow & Harvey 1990), tratan de afinar más en ese punto. Debido a que el esfuerzo parental tiende a reducir la fertilidad, al menos en situación de recursos limitados, las estrategias del esfuerzo de emparejamiento tenderán a funcionar mejor en situaciones de alta tasa de mortalidad. De manera alternativa, cuando las tasas de mortalidad son bajas, la estrategia óptima será la de maximizar a largo plazo el número de descendientes en generaciones futuras arbitrariamente distantes, por medio de una reducción en la varianza intergeneracional del número de la progenie (Promislow & Harvey 1990).

La mayoría de los mamíferos son poligínicos. Esto puede explicarse por que la inversión parental de ambos sexos en la cría está mucho más descompensada que en otros vertebrados. La hembra no sólo invierte energía en la producción del cigoto. El cigoto se desarrolla en el útero y, tras el parto, el cachorro se desarrollará gracias a la energía transmitida por la madre con la leche. La contribución energética a la progenie por parte del padre, ya no es de importancia, ni incluso necesaria. Los machos pueden concentrar su esfuerzo reproductivo en emparejarse con tantas hembras como les sea posible.

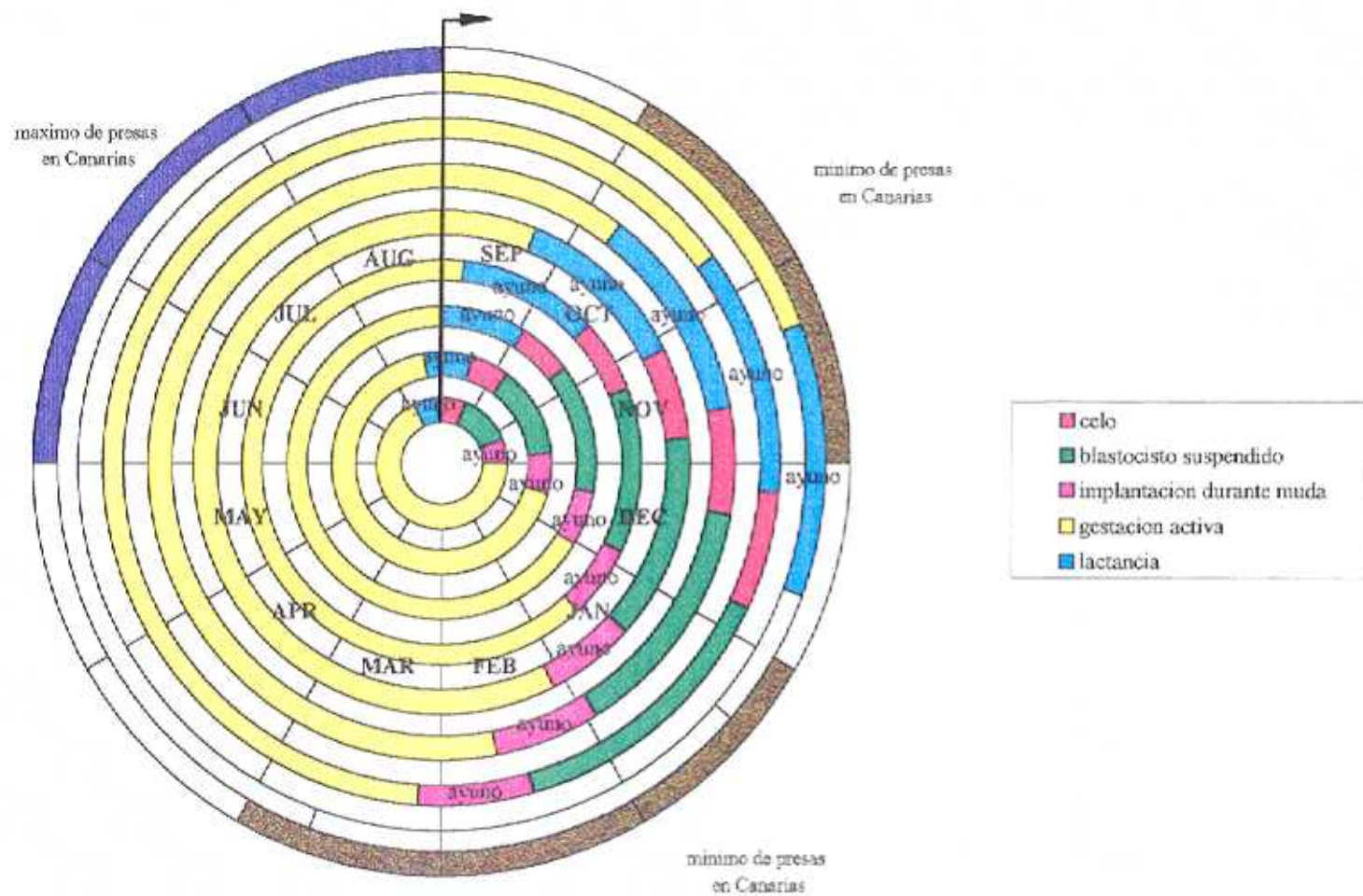


Figura 53. Secuencia de siete ciclos de una foca monje, comenzando su 1er celo el 1 de septiembre (circulo interior). El ciclo continúa en el círculo siguiente al alcanzarse de nuevo esa fecha.

Cabe entonces preguntarse, ¿por qué no son todos los mamíferos poligínicos?. Hay muchos factores que pueden jugar un papel en esta cuestión. El hacer una completa revisión para toda la clase Mammalia cae fuera de nuestros objetivos. Desarrollaremos no obstante aquí un modelo predictivo para los focidos con el fin de dilucidar cuál es la estrategia reproductiva más probable en la foca mediterránea, desde el punto de vista del esfuerzo de emparejamiento, es decir, cuál es su sistema de cría. El modelo está basado en condicionantes ecológicos y evolutivos confrontados para todas las especies de focas. La información acerca de las diferentes especies ha sido colectada principalmente de: Pierotti & Pierotti 1980, Le Boeuf 1986; Boness, Don Bowen & Oftedal 1988; Bonner 1989, Riedman 1990 y Siniff 1991).

Describimos a continuación un modelo teórico del sistema de apareamiento de la foca monje. Aunque el modelo sería aplicable a todos los pinnípedos, no lo desarrollaremos aquí en todo detalle, sino que nos centraremos sólo en el caso de las poblaciones de estudio.

Consideramos que existen tres factores principales que condicionan el número de hembras que un macho puede fertilizar:

El patrón de distribución de las hembras en tierra

El lugar donde se realiza la cópula

La sincronicidad del estro

Todos los sistemas de cría hallados en focas hasta el presente pueden ser explicados por una combinación de estos factores (Tabla 14).

Lugar de apareamiento

La cópula en el agua no permite que se desarrolle una acentuada poliginia porque este elemento permite una alta movilidad a las focas. De este modo, el macho dominante no puede evitar fácilmente el acceso de otros a hembras receptivas. Por el contrario, la cópula en tierra permite al macho dominante tener un control eficiente de las hembras receptivas, defendiendo bien el territorio donde estas han arribado a criar, bien directamente el grupo de hembras.

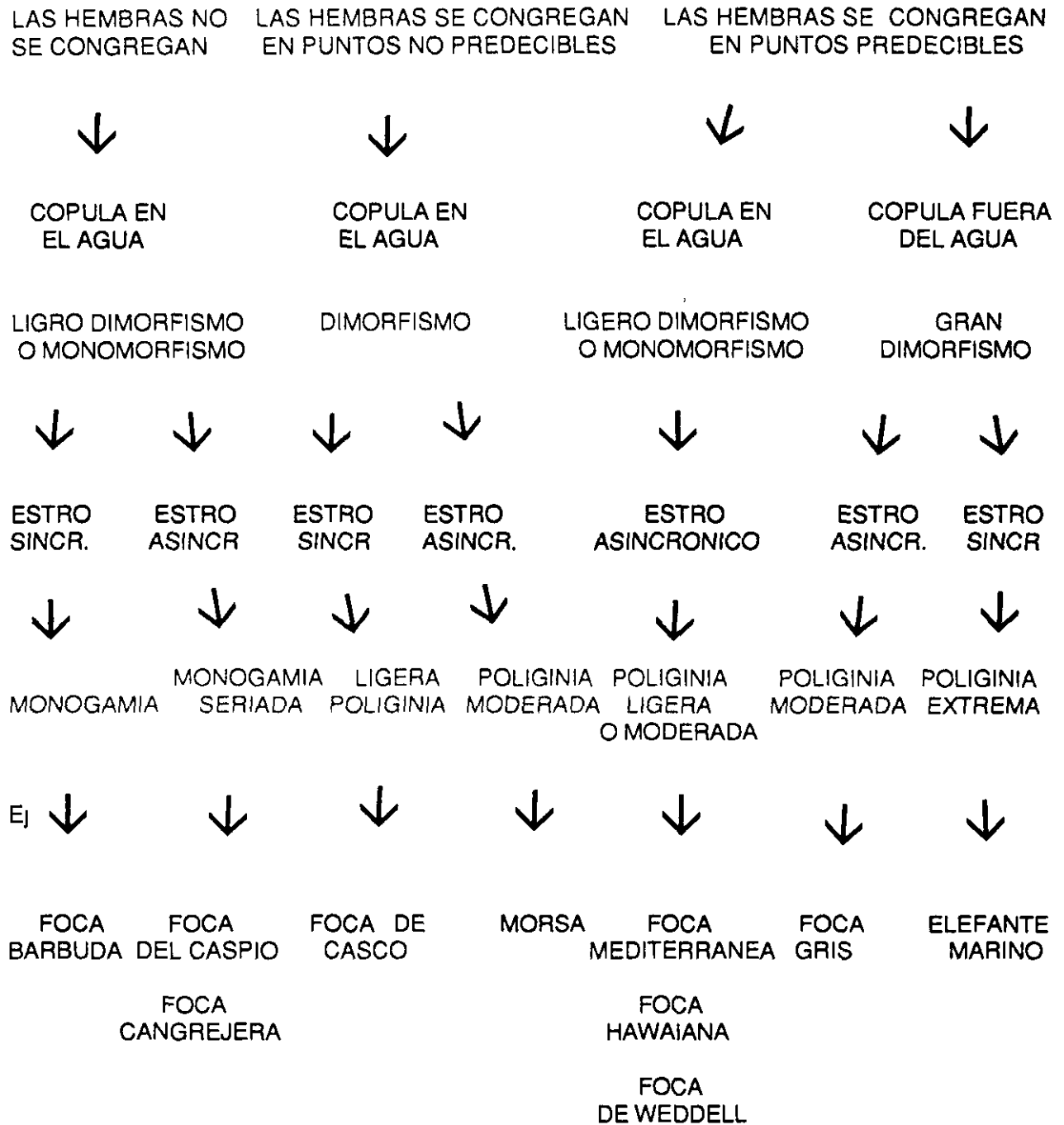
Ha sido postulado (Pierotti & Pierotti 1980) que los fócidos que habitan en climas fríos no pueden ayunar lo suficiente como para defender un territorio por un tiempo apreciable, debido al estrés térmico que produce el frío extremo.

"En consecuencia, se reduciría enormemente la presión selectiva para la producción de caracteres epigámicos en el macho, con el resultado de que el dimorfismo sexual se vería enormemente reducido o ausente." (Pierotti & Pierotti 1980). Ambos argumentos se refieren claramente al establecimiento de territorios terrestres, considerados en el modelo de Bartolomew (Bartolomew citado en Pierotti & Pierotti 1980) para la evolución de la poliginia en pinnípedos. Consideramos, no obstante, que la cópula en el agua por parte de los pinnípedos que crían en hielo llevaría a la defensa de territorios, o acceso a hembras, también en el agua.

No tiene sentido para el macho defender un territorio terrestre en un ambiente extremadamente frío, y por tanto consumidor de energía, mientras las hembras pueden copular con machos que las rondan en el agua a temperaturas no inferiores a -1°C . Paralelamente, un ayuno total no sería imprescindible. El macho podría campea en una zona limitada alrededor del territorio acuático defendido. Caracteres epigámicos tales como un mayor tamaño del macho no serían efectivamente esperables, pero no porque la especie sea necesariamente monógama, sino porque la reserva de grasa no se vería tan reducida en la defensa acuática como en la terrestre, y porque la agilidad es más importante para combatir en el agua que el ser voluminoso y masivo (Le Boeuf 1986). Un ligero dimorfismo inverso podría a veces aparecer, por que el mayor tamaño proporcionaría a la hembra una mejor relación superficie /volumen para conservar el calor (Pierotti & Pierotti 1980).

La poliginia, aunque ligera, podría no obstante inducir en los reproductores en hielo la aparición de caracteres epigámicos no relacionados con el consumo de energía durante el periodo de emparejamientos, como colores más conspicuos, mandíbulas o colmillos más robustos, vocalizaciones, etc. Esto podría explicar que los machos tanto de la foca de anillo *Phoca fasciata* como de la pía *Pagophilus groenlandicus*, tienen diseños y colores más contrastados que las hembras. Los colmillos de la morsa juegan un papel esencial en la selección de pareja por las hembras (Le Boeuf 1986).

Tabla 14 Modelo para los sistemas de cría en pinnípedos. Los tres factores principales, que condicionan la estrategia seguida por las especies ejemplo no son conocidos aún para varias otras



Agregacionismo de las hembras

La agregación de hembras en lugares predecibles implica la presencia de factores físicos (roquedos, entradas de cuevas, agujeros en el hielo) que permiten a un macho impedir a otros el acceso a muchas de ellas. Los altos niveles de testosterona, necesarios para la agresividad y los combates (Bonner 1989), podrían también inducir el emparejamiento forzado de la hembra.

La agregación de hembras en áreas cuya localización no es predecible con exactitud (como placas de hielo flotante) no permite a los machos llegar más pronto a esas áreas con el fin de defender territorios o establecer jerarquías de machos. A pesar de ello, les es posible a los machos el estar próximos a muchas hembras a la vez cuando estas se han concentrado. La estrategia seguida en este caso sería la atracción de hembras o la exclusión de machos por medio de exhibiciones o vocalizaciones (Le Boeuf 1986). El dimorfismo se manifiesta en la forma de machos más conspicuos exhibiendo pelajes más contrastados o estructuras visibles, y mayor tamaño.

Cuando las hembras no se congregan durante la estación de cría no es posible la poliginia. Los machos defienden el acceso a una o más hembras siguiéndolas hasta que entran en estro.

Sincronicidad del estro

La sincronidad del estro permite el nacimiento sincrónico de las crías, lo cual reporta ventajas como la saturación de presas a sus predadores y el ajuste óptimo a las mejores condiciones climáticas y de recursos en los momentos críticos de la historia vital.

Este es además un factor modulando en dos direcciones el grado en que la posible estrategia reproductiva tiene lugar:

El estro asincrónico permite al macho fertilizar distintas hembras aunque estas estén distribuidas laxamente. Sin embargo, es difícil para el macho fertilizar

muchas hembras cuando estas están congregadas, ya que necesita defender el acceso al grupo durante mucho tiempo.

El estro sincrónico permite un mayor número de inseminaciones cuando las hembras están congregadas y amplificaría el grado de esta clase de poliginia. No obstante, imposibilitaría la fertilización de hembras distantes entre sí.

Existe, por otra parte, un punto que podría ayudar a explicar el desarrollo de poliginia o monogamia senada en las focas: una edad de madurez sexual precoz en las hembras induciría el desarrollo de sistemas de cría poligínicos, debido a la continua existencia en la población de un mayor número de hembras que machos fértiles. Pierotti y Pierotti (1980) afirman que los datos poblacionales mostrando predominancia de hembras sobre machos sexualmente maduros deben impedir la monogamia en las focas leopardo, cangrejera, larga, barbuda y de casco.

De acuerdo con el modelo expuesto previamente, todas las focas monje deberían ser ligera o moderadamente poligínicas si, como parece, las hembras pueden ser halladas concentradas. La cópula ocurre en el agua (Kenyon & Rice 1959, Marchessaux 1989b, Riedman 1990, presente trabajo). Las hembras de foca hawaiana son ligeramente mayores que los machos (Bonner 1989) y las focas mediterráneas parecen ser monomórficas (Marchessaux 1989b). Al menos los machos de foca mediterránea poseen un diseño de pelaje más conspicuo que las hembras. El estro, aunque con un máximo estacional, es asincrónico como lo prueba la extendida estación reproductora (Marchessaux 1989b, Johanos et al 1994, presente trabajo). Las hembras pueden congregarse en playas concretas en las islas Hawaii (Westlake & Gilmartin 1990), y en cuevas de cría tanto en el Mediterráneo (Vlachoutsikou y Cebrián 1992) como en el Atlántico (Morales Agaciño 1950, Marchessaux 1989b). La población saharauí de foca monje se concentra en tan sólo cuatro cuevas de cría (Marchessaux 1987). Por todo ello, un alto grado de poliginia sería esperable allí, en comparación con las islas Desertas y el Mediterráneo. Una larga deriva en ese sentido podría originar o haber originado una subespecie distinta en el Sahara. Estudios osteológicos efectuados por Van Bree (1978) apoyarían esta hipótesis.

Los machos de foca hawaiana han sido observados patrullando playas donde descansan hembras con crías, y aproximándose a ellas para comprobar su estado receptivo. También ha sido registrada en esta especie la defensa de la hembra por parte del macho contra otros machos en el agua (Kenyon & Rice 1959).

La presencia de un sólo macho junto a dos hembras en cuevas de cría de la foca monje parece ser habitual en la población estudiada en Grecia, habiendo nosotros registrado un máximo de tres hembras con sus crías acompañadas de un macho.

Como ya se explicó en el apartado de estatus de la población, existen numerosos machos solitarios habitando áreas no aptas para la cría. En las zonas estudiadas, Egeo (excepto Cicladas), Zákintos y Cicladas, obtuvimos unas proporciones de 5-1, 2-1 y 11-8 respectivamente entre machos reproductores y satélites.

Machos solitarios residentes son también conocidos en Mauritania (Marchessaux & Muller 1987, Francour et al 1990), islas Chafarinas (Máñez com. pers.), y Kefalonia (Panou et al 1993). El macho citado por los últimos autores desapareció permanentemente de la zona en noviembre de 1987, época en que tienen lugar los nacimientos en la región, sin que se registrara ningún cadáver en los alrededores. Ese individuo podría haber ganado acceso a una zona de cría.

Los resultados expuestos parecen confirmar que en la especie existe acceso sexual a más de una hembra por macho, con exclusión de otros machos maduros. La asincronicidad del estro impide la existencia tanto de monogamia como de poliginia extrema. La monogamia serial podría ser evitada por la especie gracias a la habilidad de los machos para predecir la localización de grupos de hembras, los cuales se encuentran en cuevas de cría. Posiblemente, las focas regresan a criar a la cueva o zona de cuevas de cría donde nacieron, asegurándose así la elección un lugar de reproducción óptimo. La concentración de focas en otoño en la proximidad de cuevas de cría es un hecho conspicuo no observable en primavera o verano.

La existencia de territorios de caza acuáticos, cuerpos de agua muy delimitados frecuentados por un mismo individuo, ha sido observada tanto por Marchessaux y Muller (1987) como por nosotros. Esto sugiere que un comportamiento similar podría exhibirse para el acceso a zonas de cría.

La existencia de bimaturismo en la especie hace que existan más hembras que machos maduros en la población. Esto es posiblemente aplicable también a la foca Hawaiana, aunque la presente proporción entre machos y hembras es en esta especie de 3-1. Esta no es una situación ecológica natural, y podría en este momento estar restringiendo la expresión de un comportamiento poligínico. La población mediterránea de foca monje atraviesa también por una fuerte reducción de efectivos, pero la cría en cuevas permite aún que se manifieste la poliginia.

Marchessaux (1989b) encontró un mayor número de hembras (66%) que de machos en las cuevas de cría del Sáhara Occidental en febrero, considerando ese mes como "no reproductivo". En nuestra opinión, ese mes sería ideal para el apareamiento, tras el destete de las crías.

En base a los modelos previos conocidos, varios factores impedían la clasificación de la foca monje como poligínica a pesar del hallazgo de más hembras que machos en las cuevas y la existencia de machos periféricos. Estos factores eran: el emparejamiento en el agua, la limitación del comportamiento agonístico en tierra debido al clima cálido (impidiendo la defensa de harenes en tierra) y el estro asincrónico. Dichos modelos no permitían explicar satisfactoriamente tales características, aparentemente contradictorias. Creemos que este modelo para los sistemas de cría en pinnípedos proporciona la respuesta buscada.

4. RECURSOS TROFICOS

4.1 Explotación de recursos pesqueros en Grecia

El pescado es una fuente básica de proteínas para el hombre. Las pesquerías colectan anualmente alrededor de 90.000.000 Tm de organismos acuáticos en todo el mundo. La captura global ha aumentado fuertemente desde el

final de la II Guerra Mundial. La producción mundial de pescado se incremento desde 19 600 000 Tm en 1948, a 30 000.000 Tm en 1955, y a 70.000.000 Tm en 1970 Desde entonces se ha producido una estabilización de las capturas y la captura por unidad de esfuerzo ha disminuido a lo largo de los últimos años. (Stergiou 1989)

La disminución de las capturas en relación al esfuerzo ha sido producida por la sobrepesca, pues la tecnología pesquera tiende a ser mas eficiente y las flotas pesqueras aumentan continuamente. La tendencia se reflejo claramente en los años 70 con el colapso de las capturas de bacalao y arenque en las pesquerías del Atlántico Norte.

Las pesquerías comerciales están dominadas por los países desarrollados, que pescan con métodos industriales Los países en vías de desarrollo poseen principalmente pesquerías artesanales y a menudo dependen del pescado como principal fuente de proteína animal. La pesquería de subsistencia es muy importante en estos países pero raras veces es registrada en las estadísticas (Couper 1983).

En los años 60 aparecieron las zonas exclusivas de pesca (ZEP), como consecuencia del convencimiento de las naciones costeras de que el concebir los mares como fuente inagotable de recursos vivos era una idea equivocada. Más recientemente, el concepto fue desarrollado para incluir los recursos minerales, dando lugar a las zonas económicas exclusivas (ZEE). Este nuevo concepto ha sido ahora incluido en la nueva Convención de la Ley del Mar (Cooper 1983)

Cualquiera que sea el recurso, la esencia de la cuestión es la misma: los recursos explotados incontroladamente por todo el mundo están llamados a desaparecer Las pesquerías no son una excepción.

El Mediterráneo soporta anualmente una captura media de 300-400 Kg/Km². Esto significa una captura muy alta en relación a la baja productividad primaria de este mar (UNEP 1989).

Las capturas en el Mediterráneo entre 1977 y 1983 alcanzaron el 2,4% del total de las capturas mundiales. Las principales especies pelágicas capturadas son *Sardina pilchardus*, *Engraulis encrasicolus*, *Trachurus sp*, *Scomber scombrus*, *Mugil sp*. Las principales especies demersales son *Merluccius merluccius*, *Trisopterus minutus capellanus*, *Phycis sp.*, *Micromesistius poutassou*, *Mullus barbatus*, *Mullus surmuletus*, *Pagellus erythrinus* y *Tigla sp*. Las especies demersales están sometidas a sobrepesca mientras que las pelágicas están infraexplotadas (FAO en Stergiou 1989, UNEP 1989). Las flotas pesqueras mediterráneas poseen una capacidad de pesca excesiva en relación a las posibilidades del mar. Además, se explotan frecuentemente individuos muy jóvenes.

En esta primera parte del estudio de pesquerías griegas se compilan y analizan los datos existentes sobre la situación general de la pesca en el país.

Los datos oficiales concernientes a la flota griega en el Mediterráneo en años recientes se muestran en la tabla 15. Los datos de pesqueros costeros para 1990 no son fiables, de acuerdo con la fuente. Es de destacar la insignificancia de la flota localizada fuera de las aguas del país, a pesar de su tendencia al aumento. Otro fenómeno conspicuo es la estable disminución de las tradicionales pesquerías de esponja. Este hecho ha sido provocado por la aparición en 1986 de una enfermedad que colapso las poblaciones de esponjas comerciales del país. Se esperaba que ocurriera una recuperación comercial en las zonas menos afectadas (ATE 1989). El descenso en los ingresos por capturas (220.000.000 GDR en 1989; 32.000 000 GDR en 1991; ATE 1992), no relacionado a una caída de precios, y la renovación de licencias observada (Tabla 15) sugieren una situación diferente.

El incremento continuo de las licencias profesionales en la categoría artesanal ha sido apoyado por las instituciones oficiales. Solo en el área de Mitilini, y a pesar del serio problema que sufren los pescadores profesionales por la falta de control de la pesca deportiva, las licencias de 560 botes amateur fueron repentinamente transformadas en profesionales en 1988 (ATE 1989). Después de 1991, la expedición de nuevas licencias fue congelada para todas las categorías. La expedición de licencias para arrastreros de costa fue detenida por el Estado desde 1983. Sin embargo, 60 licencias de arrastreros de costa fueron expedidas entre 1984 y 1990 por el gobierno regional, que en teoría no tiene autoridad para

ello (Cebrián & Anagnostopoulou 1992) La cancelacion de licencias profesionales es compensada con fondos de la U E. desde 1988.

La información referente al total de pesca desembarcada por la flota de pesca grega en años recientes ha sido concentrada en la tabla 16. Debemos insistir aquí en que no existen datos que registren la captura total obtenida por esta flota. Los datos reflejados no incluyen el pescado no comercial descargado directamente en el mar, ni la captura comercial tirada, pnncipalmente por cerqueros, con el fin de mantener los precios artificialmente altos. También la pesca desembarcada por la flota de bajura difiere algo del montante de capturas, porque estos pescadores suelen quedarse parte de la pesca para su circulo familiar y también para cebar anzuelos (pnncipalmente con Scombridae, Carangidae y Cephalopoda). No obstante, la diferencia entre sus capturas y el desembarque no es tan grande como en la flota de altura.

Tabla 15. Flota pesquera grega en el Mediterráneo.

CATEGORIA	1986	1987	1988	1989	1990	1991
Arrastreros mediterraneos	3	0	1	11	14	7
Arrastreros	399	402	386	403	410	384
Cerqueros	388	395	423	403	404	398
Barco costero	13888	14463	15017	16367	?	17341
Barco de pesca de esponjas	60	25	45	48	34	15

(Sacada de ATE 1989 y 1992)

Tabla 16 Desembarco total de pesqueros griegos en el Mediterraneo (Tm).

CATEGORIA	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Mediterraneos				610	0	170	1700	2210	820		
Arrastreros				26000	24500	30830	28000	32390	28057		
Cerqueros				36390	40400	50700	47500	44000	37600		
Costero				51200	53100	48700	46000	53800	53958		
Total	88817	102769	110956	114200	118000	130400	123200	132400	120435	118949	115692

(Sacada de ATE 1987, 1989, 1992, 1994)

Considerando las limitaciones arriba expresadas, no podemos obtener conclusiones solidas con respecto a la tendencia anual de las capturas, aunque haremos una breve discusión

El aumento en las capturas anuales en 1988 es producido por una importante renovación y modernización de la flota de altura (ATE 1989). El hecho se traduce en un notable aumento de la CPUE de estos barcos (Tabla 17). Además, los pescadores de bajura aumentan continuamente la cantidad de trasmallos a bordo. Por ello su CPUE podría, en teoría, aumentar sin que ello reflejase un aumento real del stock pescado.

Tabla 17. CPUE de barcos pesqueros griegos (Tm/barco).

CATEGORIA	1986	1987	1988	1989	1990	1991
Mediterraneo	203,33		170	154,54	157,86	117,14
Arrastreros	65,16	60,94	79,87	69,48	79,00	73,06
Cerqueros	93,79	102,28	119,86	117,87	108,91	94,47
Costeros	3,69	3,67	3,24	2,81		3,11

- Puesto que la CPUE ha sido obtenida a partir de tonelaje de pesca desembarcada y no a partir de la captura real, debe ser considerada una estimación mínima. Esto implica también que se puede comparar la tendencia de cada arte pero no de diferentes artes entre sí, que tienen muy distintos cocientes captura/desembarque.

A pesar del papel desempeñado por la modernización en el incremento de la CPUE de la flota de altura, esta disminuye posteriormente en las artes de cerco. Esto es en parte producido por la entrada en vigor de un decreto presidencial (244/91) prohibiendo el uso de este arte desde diciembre a febrero, con el fin de mitigar el daño infligido por este método a los alevines (aunque los alevines se encuentran principalmente en las otras épocas). La aplicación de esta ley fue bloqueada al año siguiente por una polémica resolución ministerial, de menor jerarquía legislativa (Vlaekos 1993).

La CPUE de la flota de bajura esta también disminuyendo, mostrando que el ligero incremento en el total de capturas no compensa el aumento en el número de barcos

La CPUE de la flota de gran altura parece decrecer, pero considerando tanto el pequeño numero de barcos como que la pesca en aguas extranjeras esta sometida a muchos otros factores, el evento no será discutido.

El aumento en el total de capturas a lo largo de la última década es notable (Tabla 16) Los valores parecen haber alcanzado un máximo, pues una disminución de las capturas parece ocurrir en los últimos años. No tenemos datos de las diferentes categorías desde 1992 para comprobar si esta es producida por una reducción de la flota de altura o por otro factor Sin embargo, dada la tendencia a la caída aparecida en la CPUE de las artes de cerco, la existencia de sobrepesca en las principales especies obtenidas con estas artes no debería ser descartada. De hecho, Stergiou (1989) demostró que el boquerón *Engraulis encrasicolus*, la principal presa de estas artes, estaba siendo sobrepescada en Grecia ya en 1985. Otros grupos sobrepescados eran: Cephalopoda, Gadiformes, y Mullidae.

4.2 La pesca en el Parque Marítimo de Esporadas del Norte

· La Esporadas están localizadas en el Egeo Norte, y consisten en siete islas principales y 13 islotes. El Parque Marítimo Nacional se extiende desde la isla de Alonisos hacia el este, incluyendo todas las islas e islotes localizadas en esa dirección

El buen estado de conservación de los ecosistemas de esas islas fue observado por primera vez por el biólogo alemán Schultze-Westrum en 1957, quien mas tarde, en 1976, descubrió la presencia de una interesante población de foca monje (Schultze-Westrum 1984). Envío entonces una propuesta al Ministerio de Coordinación (entonces responsable de temas medioambientales) para la creación de un parque que protegiera esos interesantes ecosistemas, que poseían rara flora y fauna (incluyendo halcones de Eleonor *Falco eleonora*, gaviota de Audouin *Larus audouinii* y ricos lechos coralinos).

Un informe posterior (Schultze-Westrum 1984) incluía el acuerdo de los pescadores de la cooperativa de Alonisos de cooperar en la creación y vigilancia del parque, a condición de que varios prerequisites fueran aceptados por el Estado. Estos incluían el reconocimiento de derechos exclusivos de pesca a la comunidad de pescadores locales con métodos tradicionales dentro del área del parque y la vigilancia efectiva de este contra la pesca ilegal.

La comunidad pesquera de Alonisos está inscrita en una cooperativa desde 1979, un hecho poco común en Grecia, donde la mayoría de los pescadores de bajura se abandonan a su propia suerte. Solo el 0,07% de un total de 22327 pesqueros profesionales pertenecen a cooperativas, mientras que el 91,26% pertenecen a pescadores individuales (N.S.S. 1988). Además, la mayoría de las 16 cooperativas registradas se revelan en realidad como simbólicas, pues nada en su funcionamiento coincide con los estándares básicos que caracterizan este tipo de empresas.

La donación de una cámara frigorífica a esta cooperativa, por parte de la Sociedad para la Protección de la Fauna y la Flora de Londres y la Sociedad Helena para la Protección de la Naturaleza, fue un catalizador definitivo para la inscripción en ella de casi todos los pesqueros de la isla (64 en 1984). Estos barcos son navíos de madera (llamados *kaiki*, plural *kaikia*), usualmente entre 9 m y 12 m de eslora, que pescan con anzuelo, palangre y trasmallo calado con motor. Efectúan salidas de un día alrededor de la isla o tres días a los islotes al este de Alonisos. En septiembre viajan a mar abierto para pescar atunes en paso utilizando palangres.

La petición de esta flota fue aceptada por el gobierno con la publicación el 31/08/1986 de una resolución regional prohibiendo a la flota de altura pescar dentro de los límites del parque marítimo diseñado. Para hacer cumplir la ley, tres guardas escogidos entre las familias de los pescadores y dos lanchas neumáticas fueron asignados al área marítima del parque desde el principio de 1987 hasta el final de 1988. Uno de los guardas continuó patrullando durante varios meses en 1989 pero dejó de hacerlo tras varios meses sin recibir los salarios atrasados ni una renovación de contrato. Desde entonces, las limitaciones en la pesca (pero no la guardería estatal) fueron renovadas anualmente hasta la creación del parque por

un decreto presidencial el 28\05\1992 Desde 1990 en adelante la guardería fue adjudicada a un grupo ecologista de Atenas, con malas relaciones con la población del Parque y sin poder legal para multar a los infractores.

La irregular guardería del parque creó muchas reticencias en la comunidad local, que argumentaba que la falta de guardería estatal provocaba un serio daño a sus recursos pesqueros y que la operación del parque en esas condiciones no era posible

El grupo ecologista local lanzó un argumento en contra publicando los totales de capturas para la boga antes y después de introducirse las nuevas regulaciones en las pesquerías.

Las capturas totales de esta especie antes y después de excluirse la flota de altura de regularse la pesca fueron:

Antes:1982 71 409 Kg, 1983 52 481 Kg, 1984. 35 558 Kg, 1985 37 845 Kg, 1986 31 156 Kg

Después:1987 51 514 Kg; 1988: 76 943 Kg, 1989 139 485 Kg, 1990 87 811 Kg, 1991: 86 751 Kg,
1992 80 908 Kg (Vlaekos 1993)

En base a estos datos, se concluyó que la nueva situación era muy positiva y que las quejas de los pescadores respecto al empeoramiento de la guardería eran infundadas.

Con nuestro estudio, además de analizar la composición e importancia de las capturas para las diferentes especies en una muestra altamente representativa de la flota de bajura griega, pretendemos dilucidar el efecto de diferentes medidas de protección de los bancos pesqueros en un parque marítimo mediterráneo y comprobar si estas quejas de los pescadores locales eran infundadas. Es importante conocer si tales medidas pueden ser eficaces para ofrecer una compensación a las flotas de bajura por respetar la presencia de las focas monje. El presente trabajo analiza todos los datos de la flota de bajura de Alonisos entre Enero de 1985 y diciembre de 1992

4 2 1 Capturas de la flota de bajura de Alonisos

La importancia de las diferentes especies comerciales para la flota de bajura de Esporadas puede comprobarse en la figura 54. Ha sido elaborada con datos obtenidos entre 1985 y 1992. Esta claro el papel principal desempeñado por la boga y los atunes en las capturas. Considerando que este último habita principalmente fuera de los límites del parque, la primera constituye más de la mitad del tonelaje obtenido en el banco de Esporadas. La importancia de la langosta y de los peces de la categoría A, que constituyen las especies más caras, merece también ser destacada.

La figura 55 proporciona información adicional sobre la composición de las capturas de especies de menor importancia, es decir, constituyendo cada una de ellas menos del 1% de la captura global. Se puede verificar el valor insignificante de los cefalópodos para las pesquerías en el área, menos del 0,7% de la captura total. El grupo es un componente importante de la dieta de la foca monje aunque no hemos podido cuantificar esta.

Las figuras 56 y 57 muestran el número de kaikia que pescaban en el parque antes y después de alcanzarse una captura récord de 5620 Kg de pescado por barco en 1989.

Un similar patrón general de actividad puede apreciarse para todo el período. La pesca se reduce durante los meses invernales debido al mal tiempo, aprovechándose esta época para el remozamiento de los barcos. Desde mediados de julio hasta el final de agosto soplan casi ininterrumpidamente fuertes vientos del norte en el Egeo, dificultando mucho las faenas pesqueras.

A pesar de existir un patrón general similar, hay algunas diferencias. El número de barcos activos disminuyó de un máximo de 59 en 1986 a 51 en 1989, posiblemente por influencia del crecimiento de la industria turística en el área. Considerando su actividad a lo largo del año, la diferencia no es tan patente: 41,3 barcos entre 1985 y 1989 (S.D.= 9,8; n = 48) 40,1 barcos en 1989-92 (S.D.= 7,9; n = 48). Los pesqueros tienden a continuar faenando durante los meses de invierno tras alcanzarse la captura récord (30,7 botes activos antes de 1989 (S.D. = 4; n=12)

contra 34,2 botes desde 1989 en adelante (S.D.= 5,8; n = 12) Esto podría ser explicado por un mejor balance beneficios-costos esperado de la actividad pesquera

La tabla 18 muestra la captura total promedio obtenida por cada barco en el parque durante el período estudiado. Una fila adicional considera el total de capturas exceptuando los atunes, con el animo de comparar las capturas que son obtenidas realmente en las aguas del parque.

Tabla 18. Captura total por barco en el Parque Marino de Esporadas (Kg).

	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Incluidos atunes	3973,9	3340,0	3796,6	4488,1	5619,9	4689,8	3918,1	4606,8
Excluidos atunes	2689,1	2524,2	3084,4	3576,9	4734,3	3694,2	3419,5	3213,4

Una captura mínima ocurre en 1986, fecha en que las regulaciones limitando la pesca industrial son decretadas. Desde entonces, y durante el período de patrulla con guardas locales (1987-1989), las capturas aumentan. Cuando la guardería local del parque es disuelta, las capturas disminuyen, sin que se vislumbre una influencia positiva de la guardería privada.

Es interesante hacer una comparación con la CPUE promedio de la flota de bajura nacional. Es cierto que, mientras que los valores de Alonisos son bastante exactos, los valores nacionales están estimados con un margen de error no cuantificable (licencias a pesqueros "fantasma", pesca vendida sin ser registrada, ocultamiento de capturas para eludir impuestos, etc.). Así, se puede suponer que sus tendencias no garantizan una situación similar en los bancos de pesca. Los datos oficiales (Tabla 17) sugerirían que las capturas decrecen continuamente, con una ralentización en 1991. Si suponemos una situación en la que tanto la captura no registrada como el número real de pesqueros se mantienen constantes desde 1986 la tendencia sería la siguiente: las capturas aumentan hasta 1987, después disminuyen, con una ralentización en 1991. Excepto para 1987, la tendencia al descenso a lo largo del periodo 1986-1991 parece ser, en ambos casos, un hecho.

Todas las consideraciones arriba expresadas sugieren que las capturas del parque experimentaron una importante tendencia de recuperación a lo largo del período 1987-1989, la cual no fue un reflejo de un fenómeno paralelo en el resto del país, siendo por tanto creada por factores locales

Capturas por grupos y especies

Los atunes constituyen más del 25% de la captura total obtenida por la cooperativa. Estas especies son responsables de la recuperación en la captura global obtenida en 1992 (Tabla 18 y Figuras 58 y 59) La cantidad es muy destacable, teniendo en cuenta tanto el corto período de tiempo en que son capturados como el método de pesca (Tabla 19, Figura 60).

Las especies capturadas son *Thunnus thynnus*, *Thunnus alalunga* y *Sarda mediterranea*. Todas las especies son predadores pelágicos migradores.

El atún *Thunnus thynnus*, entra en el Mediterráneo en mayo-junio a frezar. Raramente pesa más de 300 Kg o alcanza más de 2,6 m La madurez sexual la alcanza a los cuatro años, con un tamaño de 1-1,2 m (Muus & Dahlström 1977). Puede hallarse en cualquier mar a más de 10° C.

El bonito *Sarda mediterranea* alcanza 70 cm y 5 Kg a los cuatro años de edad. Sus principales bancos se hallan al oeste de Gibraltar y en el mar Mediterráneo. Los bancos de esta especie se disgregan en pequeños grupos después de desovar en junio (Muus & Dahlström 1977).

El atún blanco *Thunnus alalunga* es una especie epipelágica (hasta 50 m de profundidad) hallada en aguas de más de 15°C. Alcanza un tamaño máximo de 1,1 m y un peso de 30 Kg La freza es de mayo a junio (Muus & Dahlstrom 1977). Un individuo recuperado en la caldica en 1990 había sido marcado en el estrecho de Gibraltar

Tabla 19 Captura de especies por barco en el Parque Manno de Esporadas (Kg)

Especies	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Boops boops	948,8	937,2	1531,5	2112,8	3375,1	2403,2	2242,0	2037,7
Spicara maena	141,7	149,8	165,2	153,1	190,0	116,5	72,0	95,1
clase A	111,7	122,7	158,3	123,1	171,1	182,5	148,4	147,4
Palinurus elephas	252,8	351,3	264,4	248,1	168,9	238,0	194,6	235,5
Oblada melanura	308,2	197,8	197,1	284,0	323,8	243,4	137,7	207,9
Spondyliosoma cantharus	71,8	73,1	65,2	42,6	43,7	78,6	95,2	78,6
Scorpaena porcus, S scrofa	62,5	48,7	50,0	38,2	40,1	47,4	42,0	37,6
Octopus vulgans	14,6	2,4	5,5	9,2	7,4	9,8	8,8	13,5
Sepia officinalis	27,3	27,1	19,4	10,7	5,6	14,3	22,1	17,8
Conger conger	18,1	18,4	10,5	14,6	6,5	11,3	11,5	10,9
clase C	64,9	52,9	69,2	56,3	76,7	95,3	74,9	53,6
Spicara smans	4,5	6,7	7,5	14,5	21,8	22,4	10,9	48,6
T mediterraneus, T trachurus	3,9	8,8	13,9	15,0	48,1	22,9	10,8	15,0
Lophius piscatorius	30,2	28,4	48,0	26,1	35,4	34,2	52,2	62,6
Epinephelus guaza	12,7	1,9	7,4	12,6	0,9	1,1	0,9	2,2
Boops salpa	14,3	22,6	33,4	7,2	22,6	24,6	11,6	18,1
Scomber scombrus, S japonicus	67,1	50,2	31,3	37,0	19,2	42,7	146,9	59,9
Dentex dentex	13,4	13,7	2,4	4,7	2,7	4,4	4,9	3,0
Merluccius merluccius	219,0	115,7	165,9	149,6	25,4	8,1	13,1	10,8
Xiphias gladius	47,0	144,3	59,0	62,7	5,2	1,9	3,8	0,4
Thunnus sp	1284,8	815,8	712,2	911,2	885,6	995,6	498,5	1393,4
Mugil sp	4,6	4,5	2,5	2,6	2,8	3,1	2,2	0,7
Homarus gammarus	12,7	11,9	15,7	14,4	17,0	17,1	11,0	12,9
Otros	237,5	134,1	161,1	137,8	124,1	71,3	102,3	43,5
Total sin boga ni atunes	1740,3	1587,0	1552,8	1464,2	1359,2	1291,0	1177,5	1175,8

Los atunes son pescados por la flota del parque con anzuelo a alta mar, a veces muy lejos de este, a lo largo de las tradicionales zonas de paso de estas especies entre Esporadas y la Calcídica. El pico del paso de los atunes ocurre en septiembre-octubre (Figura 60). Algunos individuos son capturados en mayo, sugiriendo que la ruta de paso primaveral, desconocida para la flota, no debe estar lejos de la otoñal.

Figura 54. Diversidad de capturas en la flota de Esporadas

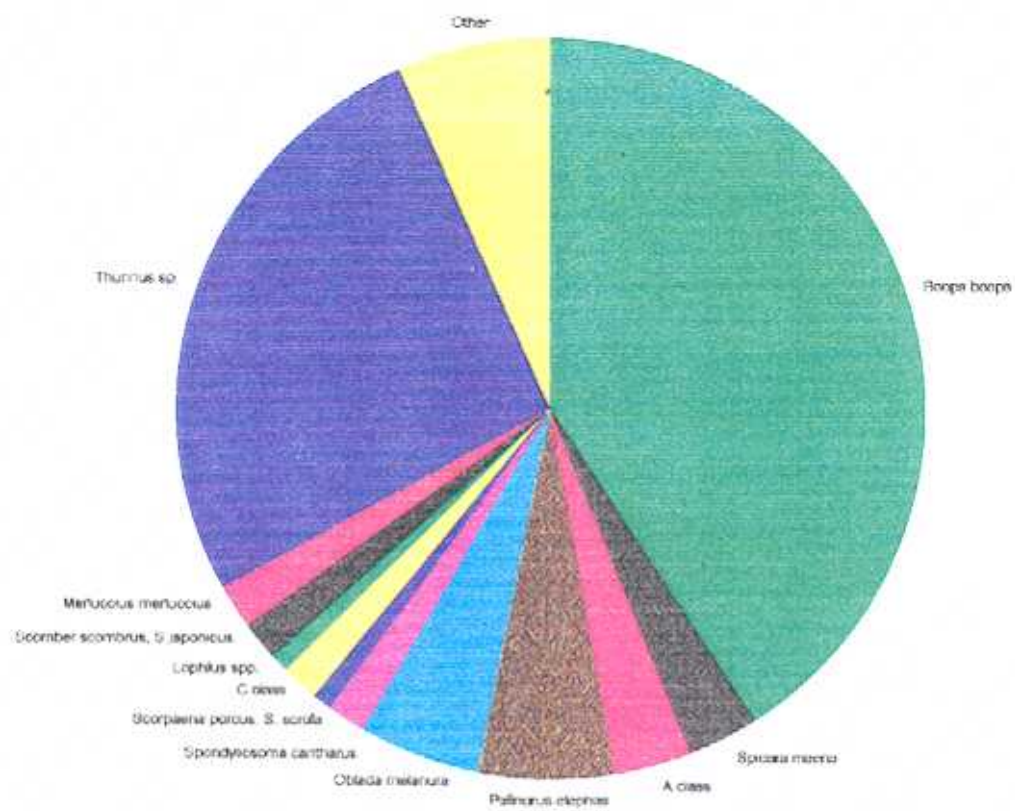


Figura 55. Diversidad de capturas de especies menores (<1% del total)

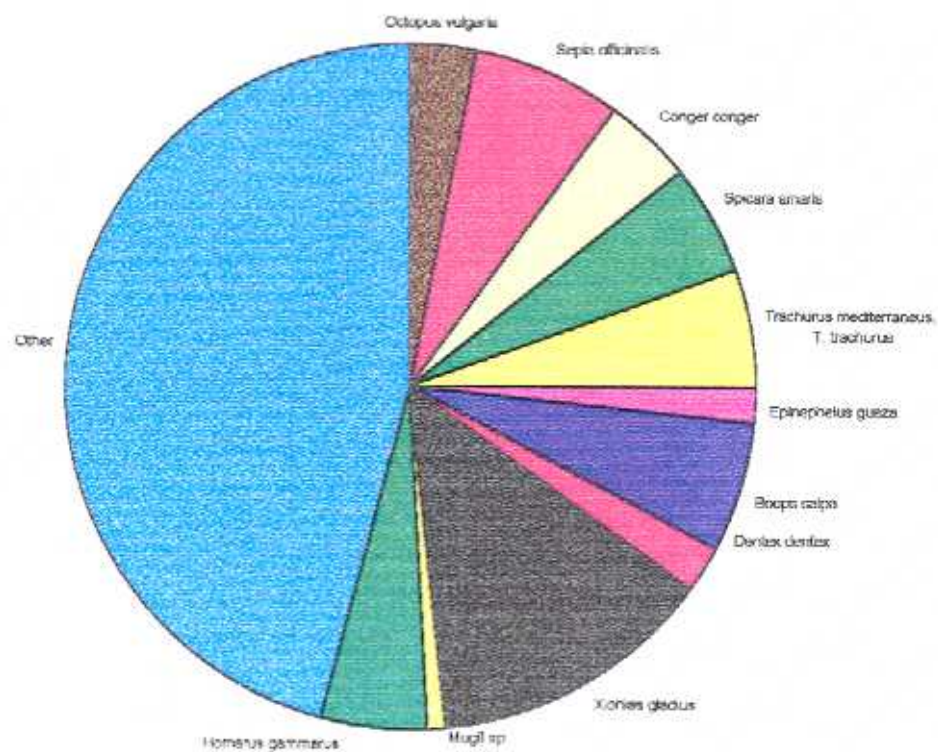


Figura 56. Pesqueros activos en Esparadas
(antes de la captura record)

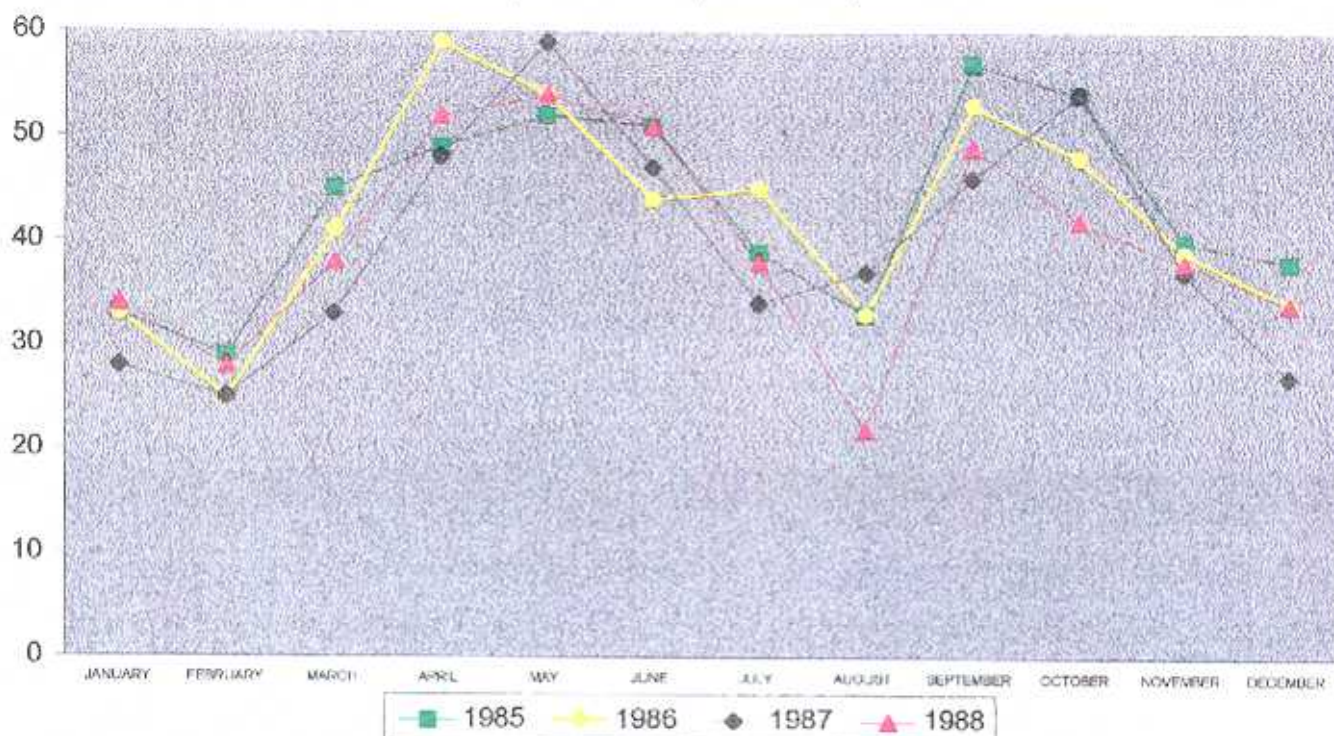
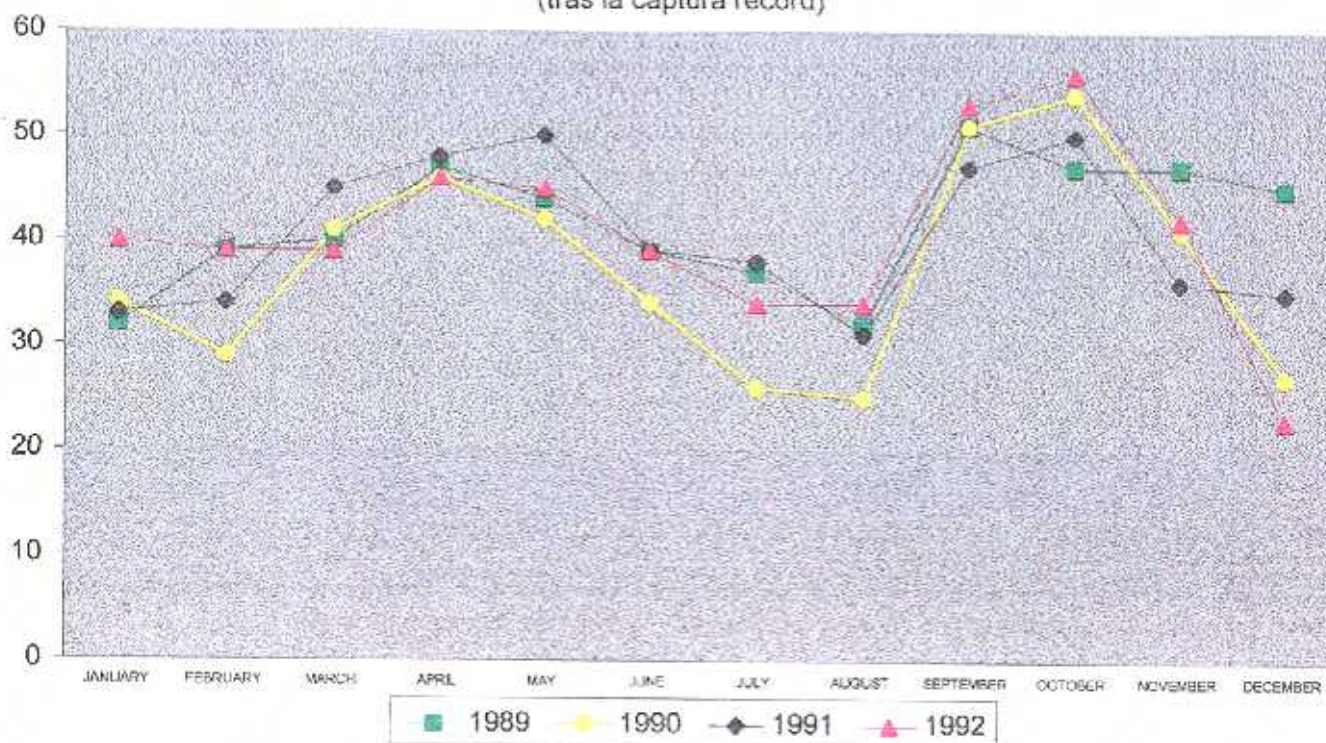


Figura 57. Pesqueros activos en Esparadas
(tras la captura record)



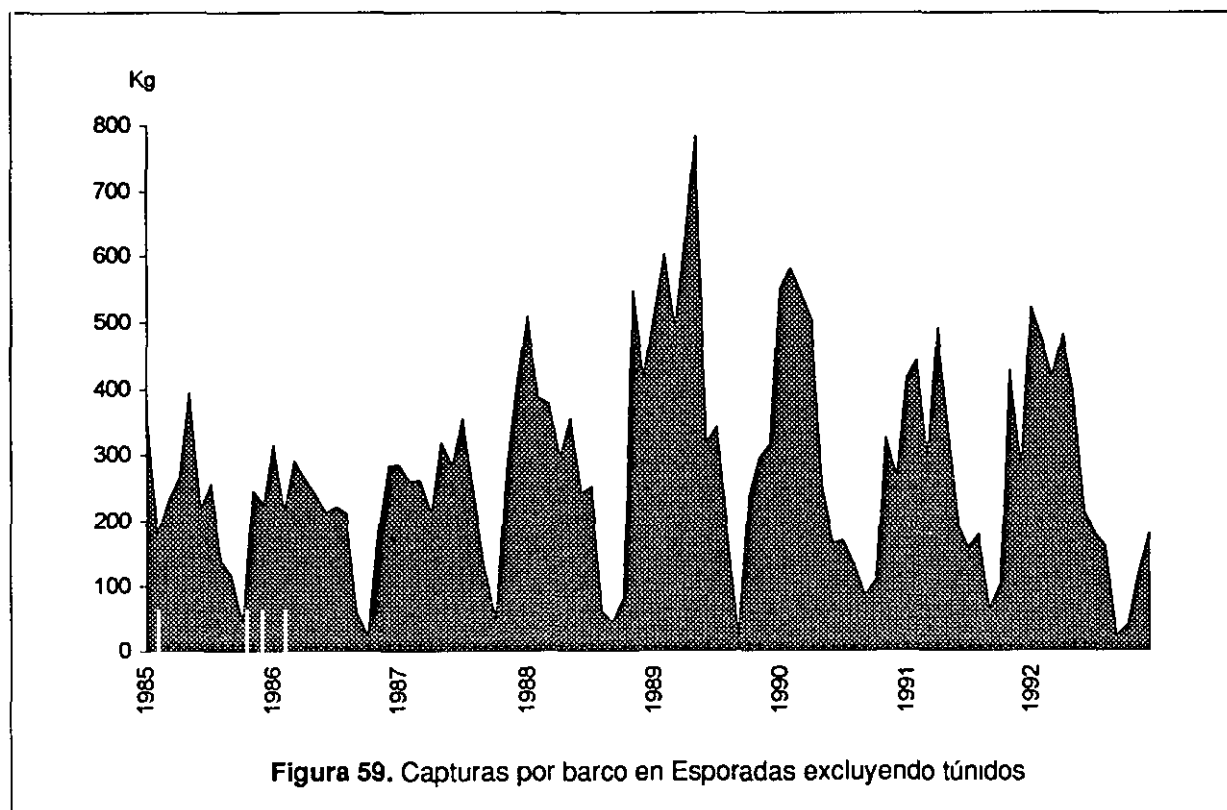
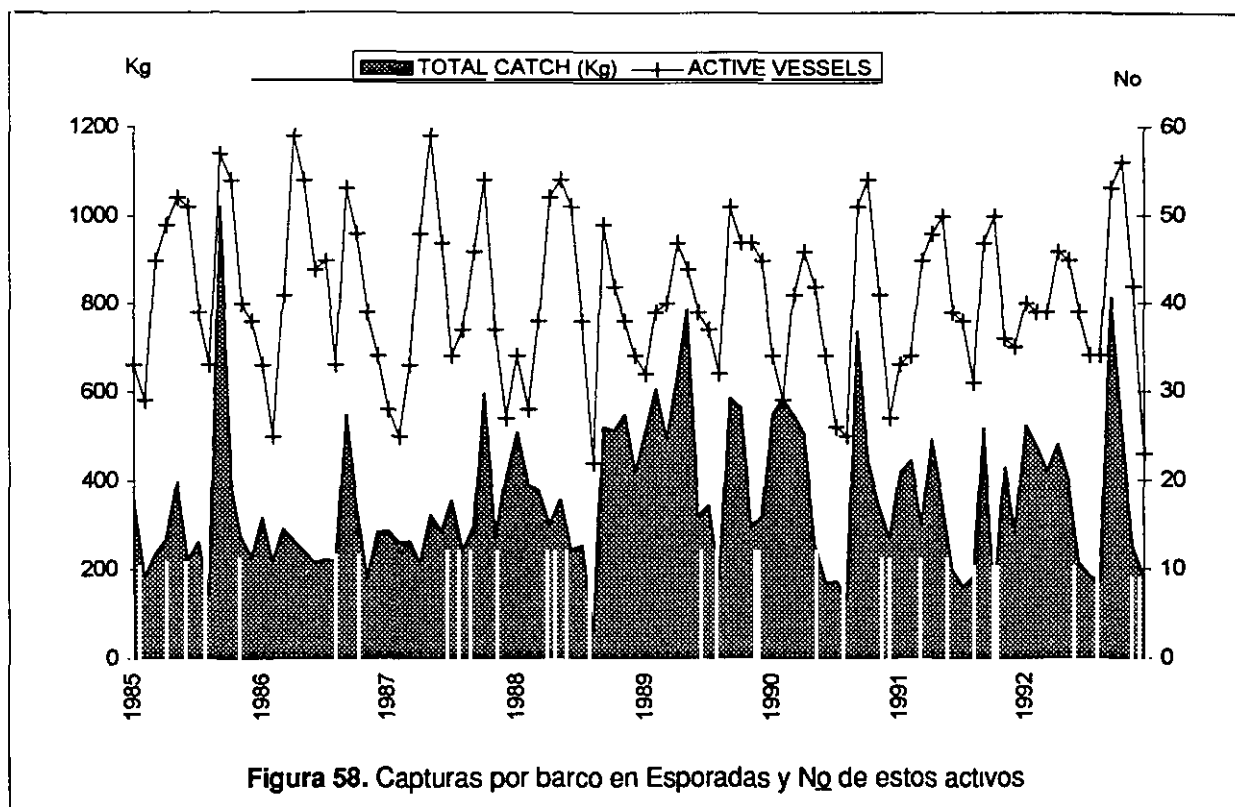


Figura 60 Capturas de tunidos
Parque marino de Esporadas

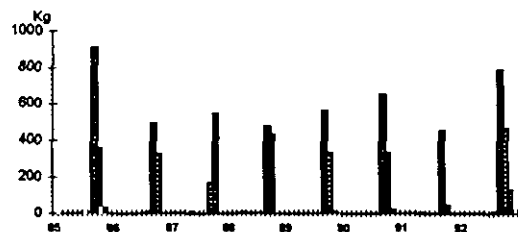


Figura 61 Capturas de *Boops boops*
Parque marino de Esporadas

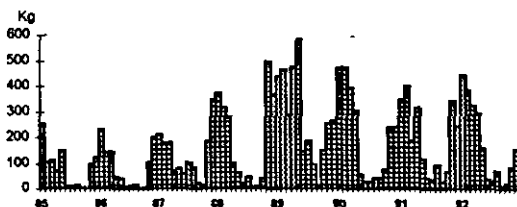


Figura 62 Capturas de *Palinurus elephas*
Parque marino de Esporadas

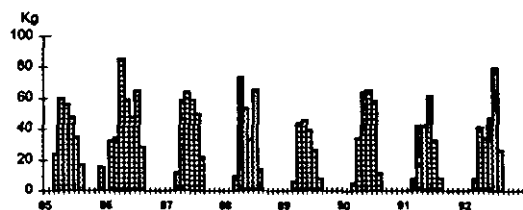


Figura 63 Capturas de *Oblada melanura*
Parque marino de Esporadas

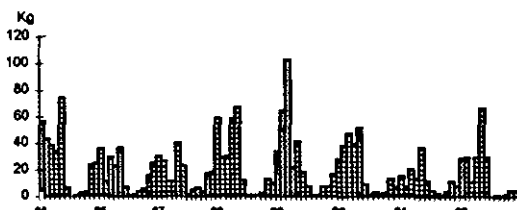


Figura 64 Capturas de la clase A
Parque marino de Esporadas

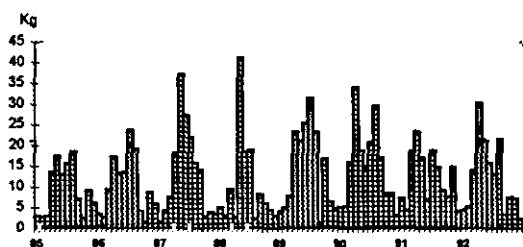


Figura 65 Capturas de *Spicara maena*
Parque marino de Esporadas

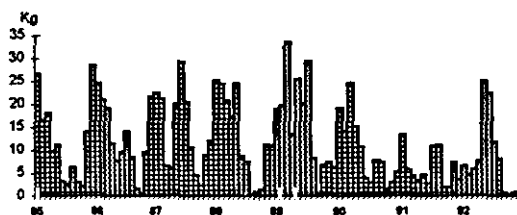


Figura 66 Capturas de *Merluccius merluccius*
Parque marino de Esporadas

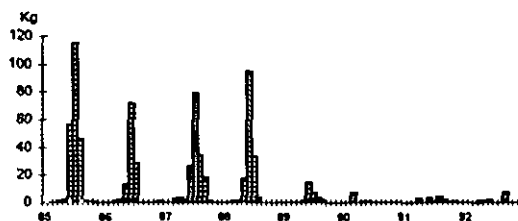
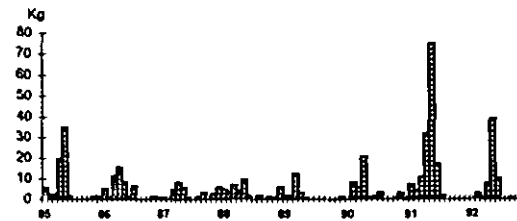


Figura 67 Capturas de *Scomber spp*
Parque marino de Esporadas



La captura comparativamente baja en 1991 (vease la Tabla 19) podría ser debida a una deriva de la tradicional ruta de las especies en ese año, hecho que según los pescadores de la región ocurre en algunos años. Se observa también una permanencia de la flota en esos bancos de pesca en noviembre de 1992, tras la buena captura obtenida en los dos meses anteriores.

La **Boga** *Boops boops* es una especie bentopelagicalhemipelágica, que puede hallarse en el Mediterráneo hasta los 200 m de profundidad. Este espárido forma grandes bancos. Alcanza los 36 cm. La reproducción va de febrero hasta abril-mayo (Stergiou 1989). Hallado frecuentemente en costas rocosas o fangosas, con abundancia de fanerógamas (Riedl 1986). La captura total registrada en 1993 alcanzó las 12.398 Tm (N.S.S. 1994). El reparto por artes fue: cerco: 43,88%, trasmallo-anzuelo 43,31%; red de arrastre de costa: 7,86% arrastre 4,95%

La pesca de la boga ha aumentado sustancialmente en el Parque durante la guardería estatal de este. La diferencia era ya altamente significativa entre las capturas de 1985 y 1987 ($T_s = 13$; $\alpha = 0,0025$; $n = 12$). Después de 1989 el descenso de capturas se hace patente en el año inmediato, 1990 ($T_s = 18$; $\alpha = 0,05$; $n = 12$) (Figura 61).

Parece que el comienzo de la pesca ilegal por parte de los pesqueros de cerco en el parque detiene la conspicua recuperación en la pesca de esta especie por parte de la flota de bajura en el área. La importante capacidad de captura para la especie por parte de ese arte es reflejada en el porcentaje de capturas nacionales arriba citado.

Las **langostas** viven en fondos rocosos desde la zona infralitoral hasta los 70 m de profundidad.

La langosta común *Palinurus elephas* puede hallarse entre 40 y 70 m en fondos abruptos. Migra a fondos más profundos entre noviembre y marzo. La reproducción es citada entre marzo y mayo y en agosto-septiembre (Riedl 1986). Puede alcanzar los 50 cm de largo (Campbel 1983). Están protegidas en Grecia desde mediados de agosto hasta mediados de marzo.

El bogavante *Homarus gammarus* se encuentra entre los 40 m y 70 m de profundidad. El desove se produce entre febrero y junio. Alcanza los 45 cm de longitud (Campbel 1983)

La cigarra de mar *Scyllarides latus* se encuentra entre los 4 m y los 10 m (Riedl 1986). Llega a tener 35 cm de longitud (Campbell 1983). Hemos observado en el Egeo individuos con huevas en julio y agosto.

La captura de langostas no es posible para las flotas de altura (sólo la cigala *Nephrops norvegicus*, que vive en fondos fangosos, puede ser capturada por los arrastreros de compuerta) De un total de 118,3 Tm de las tres especies arriba citadas pescadas en Grecia en 1993 (N.S.S 1994), el 96,5% fueron capturadas con trasmallos y trampas, el 2,2 % con arrastre; y el 1,3% con cerco.

Las langostas son una fuente principal de recursos económicos para la flota de Alónisos. Para su pesca se utilizan trasmallos viejos, y sólo recientemente se está comenzando a utilizar nasas. De las tres especies capturadas por la flota del parque, la cigarra de mar no se captura comercialmente, y el bogavante es escaso (ver Figura 55).

Las capturas de langosta común (Figura 62) no cambiaron entre 1985 y 1992 ($T_s = 19$; $\alpha > 0,05$; $n = 12$) a pesar de las quejas en contra emitidas por los pescadores locales.

La oblada *Oblada melanura* es un espárido demersal que habita fondos costeros fangosos y rocosos con fanerógamas. Usualmente forma grandes bancos (Riedl 1986). Alcanza un tamaño de 30 cm. Su reproducción en el Mediterráneo ocurre entre abril y junio (Stergiou 1989). Las capturas en el país para 1993 fueron de 1205,7 Tm (N.S.S. 1994). El 70,24% de las capturas pertenecen a los trasmallos y anzuelos, 16,36% a los arrastreros de costa; 12,1% a la red de cerco; y 1,3% a arrastreros de compuertas.

La oblada (Figura 63) no presenta diferencias significativas antes y después de los cambios en la pesquería ($T_s = 37$, $\alpha > 0,05$; $n = 12$ para 1985-89; $T_s = 36$; α

> 0,05, n = 12 para 1986-92), aunque su récord en 1989 (Tabla 18) contribuye sustancialmente a aumentar esa captura global.

La **categoría A** (Figura 64) contiene peces registrados juntos en base a su alto precio de mercado. Son principalmente Mullidae y Spandae. El grupo incluye, en orden de importancia de las capturas nacionales: *Mullus barbatus*, *Mullus surmuletus*, *Pagellus erythrinus*, *Diplodus sargus*, *Sparus auratus*, *Pagrus pagrus* *Dicentrarchus labrax*. Los peces registrados en esta categoría difieren un poco de los usualmente agrupados en la categoría A a nivel nacional. Por ejemplo, *M. barbatus* y *D. sargus* son usualmente separados en una clase adicional, la C. El resto de los peces que a nivel nacional se registran como clase B, así como la mayoría de los de la clase C, son anotados por especies en los libros de esta cooperativa.

El salmonete *Mullus spp.* es una especie demersal que excava el fondo durante el día para comer y descansa en grupos en lechos llanos durante la noche.

El salmonete de roca *Mullus surmuletus*, que alcanza 35 cm, vive en fondos arenosos de costas rocosas, hasta 80 m de profundidad. El salmonete de fango *Mullus barbatus* prefiere lechos fangosos hasta 300 m de profundidad (Riedl 1986). El primero desova en Grecia de abril a junio, un mes mas pronto que en el resto del Mediterráneo (Stergiou 1993). El segundo desova de abril a septiembre. Deposita los huevos en lechos fangosos o arenosos entre 10 y 55 m (Stergiou 1989). Forma bancos menos densos que los del salmonete de roca (Stergiou 1993). Investigaciones realizadas por Papaconstantinou et al (1993) revelaron que la especie esta sobrepescada al menos en el Egeo Norte.

Las capturas del salmonete de fango en el país para 1993 fueron 2807,1 Tm (N.S.S 1994) El 5825% de las capturas corresponden a red de arrastre; 33,85% a trasmallo-anzuelo; 7,25% a arrastreros de costa; y 0,65% a red de cerco.

Las capturas de salmonete de roca para 1993 fueron 2101,2 Tm (N.S.S 1994). El 69,7% de las capturas pertenecen a trasmallos-anzuelo; 22,8% a los arrastreros, 6,6% a arrastreros de costa; y 0,9% a red de cerco.

Los espáridos son especies hermafroditas costeras que viven principalmente en fondos rocosos o en praderas de posidonia. *Diplodus* y *Sparus* son proteroandricos mientras que *Pagellus* y *Spondyliosoma* son proterogenicos. Esta familia es el grupo mas solicitado por los pescadores submarinos. La mayoría de los huevos-larva muestreados en primavera por Papaconstantinou et al (1993) en el Egeo Norte pertenecían a la familia Sparidae, así como a las sardinas, revelando esta época como la principal para su desove.

La breca *Pagellus erythrinus* se distribuye desde la costa hasta 120 m de profundidad, pero es más frecuente a unos 60 m. Esta especie desova de verano a otoño en el Egeo Norte. Alcanza los 50 cm de largo (Papaconstantinou et al 1993). El sargo *Diplodus sargus* alcanza un tamaño de 45 cm. vive en costas rocosas poco profundas. La dorada *Sparus auratus* se encuentra en fondos similares así como en lechos arenosos. Los adultos (hasta 60 cm) cazan en solitario. El Pargo *Pagrus pagrus* puede encontrarse desde la costa hasta a 200 m de profundidad. en fondos arenosos y fangosos. Alcanza 70 cm de longitud (Riedl 1986).

Las capturas de brechas en Grecia fueron en 1993 de 896,3 Tm (N.S.S 1994). El 73% de las capturas pertenecen a trasmallo-anzuelo; 19,7% a red de arrastre, 5,2% a arrastre de costa; 2,1% a red de cerco.

Las capturas nacionales de sargos en 1993 fueron 659 Tm (N.S S. 1994). El 94,6% de las capturas pertenecen a trasmallo-anzuelo; 1,8% a arrastreros de costa; 2,7% a arrastreros; y 0,9% a red de cerco.

La pesca de doradas del país en 1993 rindió 370,8 Tm (N.S.S. 1994). 83,8% fueron capturadas con trasmallo-anzuelo, 8,8% con red de cerco; 5,8% con red de arrastre, 1,6% con arrastreros de costa.

Los pargos capturados en Grecia constituyeron un total de 422 Tm (N.S.S.). 90,2 % de las capturas pertenecen a trasmallo-anzuelo; 7% a arrastreros; 2,4% a arrastreros de costa; 0,4% a red de cerco.

La lubina *Dicentrarchus labrax* es un pez gregario que mide hasta 1 m de longitud (Riedl 1986) Vive en aguas poco profundas, aunque puede bajar hasta a

100 m (Campbell 1983) Es muy tolerante al agua dulce. La cría en el Atlántico ocurre de mayo a agosto (Muus & Dahlstrom 1977)

Las capturas nacionales en 1993 fueron 579,6 Tm (N.S.S. 1994Z) El 96,15% se pesco con trasmallo-anzuelo; 2,6% con arrastreros de costa; 1,15% con red de arrastre; y 0,1% con red de cerco

La pesca dentro del parque de las especies arriba descritas aumento desde 1985, alcanzo un máximo en 1990 (Tabla 19) quizá mostrando una menor capacidad de recuperación que Boops boops. La mejora de capturas es mantenida incluso hasta 1992. Puesto que Mullidae sufre sobrepesca en ese área (Stergiou 1989, Papaconstantinou et al 1993) se supone que son principalmente los espándos los que contrubuyen a este aumento La prohibición en el parque de la pesca deportiva submanna muy probablemente contrubuyo a favorecer esta situación. El regreso al parque de los barcos de cerco y quizá otras actividades ilegales como la pesca con dinamita pueden haber neutralizado el incremento del grupo Por otro lado, debe considerarse el pequeño papel que desempeñan los barcos cerqueros en la captura de estas especies. Por ello, si estos pesqueros fueran en parte responsables de la disminución de estos stocks sería por medio de daños amplificadores, como la destrucción de alevines o de hábitat de cría. El papel de los arrastreros en la sobrepesca de la breca podría ser importante, pues es el mayor responsable de su captura.

Las tres especies de **picarel** (fam Maenidae) se encuentran en el parque. Solo la mendola *Spicara maena* tiene algo de importancia en las capturas de bajura en la zona (2,9% del total). La chucla *Spicara flexuosa*, otrora abundante, es citada como esquilhada en el parque por la flota de altura años ha. (Schultze-Westrum 1984) Las capturas de caramel *Spicara smarís* por la flota de bajura son también reducidas

Estos peces son hermafroditas, con las hembras transformándose en machos a los dos a cuatro años.

Spicara maena alcanza 24 cm. Vive en costas rocosas con fanerógamas (Riedl 1986). Aunque se encuentra hasta profundidades de 170 m se encuentra

usualmente en aguas de menos de 100 m. Se reproduce en el Mediterráneo entre Agosto y Octubre (Stergiou 1989).

Las capturas nacionales para 1993 fueron 586,8 Tm. El 70,5% del total fue pescado con trasmallo-anzuelo; 16,36% con arrastreros de costa, 12,1 con red de cerco, 1,9 con red de arrastre de compuertas.

El macho de *Spicara flexuosa* alcanza los 21 cm. Estos peces habitan fondos de fango hasta 130 m de profundidad. La reproducción ocurre de agosto a octubre (Stergiou 1989), cuando forman grandes bancos en fondos arenosos con fanerógamas en aguas poco profundas.

El total nacional de capturas en 1993 fue 913,7 Tm desglosadas en: 47,55% arrastreros; 33,35% trasmallos-anzuelo; 12,9% red de cerco; 6,2% arrastreros de costa.

El macho de *Spicara smaris* alcanza los 20 cm. La especie prefiere costas rocosas con praderas de posidonia (Riedl 1986), formando grandes bancos sobre ellas durante la estación reproductora (marzo a mayo en el Mediterráneo; Stergiou 1989). En las demás estaciones pueden vivir en fondos fangosos hasta 100 m.

De las 5930,3 Tm capturadas en Grecia en 1993 el 43,3% fue extraído con arrastreros de costa; 32,7% con trasmallo-anzuelo; 12,4% con red de cerco; 11,6% con red de arrastre de compuertas.

Spicara maena presentó un aumento conspicuo en 1989 con respecto a 1985 ($T_s = 9$; $\alpha = 0,01$; $n = 12$), pero de nuevo su stock disminuye marcadamente ya en 1990 ($T_s = 9$, $\alpha = 0,01$; $n = 12$). El bajo valor alcanzado en 1992 respecto de 1989 es muy destacable (Tabla 19, Figura 65).

La **Merluza** *Merluccius merluccius* es una especie bentopelágica que alcanza 1 m de largo (10 Kg). Los adultos viven entre 100 y 300 m de profundidad, pero ascienden a aguas poco profundas para alimentarse durante la noche (Muus & Dahlstrom 1977). El joven vive cerca de la costa. La reproducción en el

Mediterráneo tiene lugar a lo largo de todo el año, con un máximo en invierno-primavera (Stergiou 1989)

En 1993 se capturaron en Grecia 5043 Tm. El 58,6% del total se pescó con red de arrastre de compuertas; 37,3% con trasmallo-anzuelo, 3,1% con arrastreros de costa; 1% con red de cerco.

El futuro de la merluza es el peor de entre las especies estudiadas en Esporadas. Ha desaparecido casi completamente de las capturas del parque (Figura 66). No está claro si la flota local de bajura juega un papel en este hecho, pero la tendencia a la recuperación esbozada durante 1987 y 1988 sugieren que la desaparición de la especie estuvo relacionada mayormente con la acción de los arrastreros. Nuestros resultados concuerdan con los de Papaconstantinou et al (1993), que encontró que esta especie está sobreexplotada en el Egeo Norte.

Las **Caballas** *Scomber spp.* son especies pelágicas que alcanzan los 45 cm de largo. La caballa *Scomber scombrus* vive en aguas profundas hasta 250 m en invierno, donde descansan sin comer. En marzo-abril migran a las zonas costeras donde se reproducen, retornando a aguas profundas en agosto-septiembre. Los juveniles abandonan la costa en otoño (Muus & Dahlstrom 1977)

El estornino *Scomber japonicus* alcanza profundidades de 300 m. Su reproducción ocurre de junio a agosto (Stergiou 1989). Las capturas nacionales de jurel en 1993 fueron 10996 Tm. El 66,7% del total fue pescado con red de cerco, 27,5% con trasmallo-anzuelo, 4,1% con arrastreros de costa; 1,7% con red de arrastre.

Los escómbridos son las principales especies usadas como cebo para los anzuelos y palangres en el parque y los valores reales de capturas pueden verse enmascarados por este hecho, especialmente en años con altas expectativas de pesca para otras especies. Esto es apoyado por las tendencias en sus capturas, opuestas a la de la captura global (Figura 57, Tablas 18 y 19)

La **Chopa** *Spondyliosoma cantharus* alcanza los 45 cm de longitud. Se reproduce en primavera. En 1993 se pescaron en Grecia 393,1 Tm de las cuales el

85,2% fue cobrado con trasmallos y anzuelos; el 9,2% con red de cerco, el 3,5% con arrastreros de costa, y 2,1% con red de arrastre (N.S.S. 1994).

La dinámica de *Spondyliosoma cantharus* exhibe una notable reducción de las capturas durante el período de protección del banco de pesca ($T_s = 18$; $\alpha = 0,01$; $n = 12$ para 1985-1988), con una recuperación desde 1990 en adelante (Tabla 19). El fenómeno es muy raro. Aunque las capturas por las artes que fueron prohibidas en la zona no eran de importancia, sena de esperar o bien que estas perjudicaran o bien que su presencia o ausencia fuera neutra para la especie considerada.

La explicación podría hallarse en su comportamiento reproductivo. Los grandes machos prefieren fondos arenosos profundos, por lo que abandonan las aguas costeras. Allí excavan grandes hoyos en los cuales van las hembras a desovar. El macho se queda en el nido para proteger los huevos hasta al menos la eclosión (Riedl 1986). Tales comportamientos suelen estar asociados a estereotipos de atracción de las hembras, por lo que los nidos se concentran en áreas concretas. La prohibición de la red de arrastre puede haber protegido de la destrucción los lechos de cría profundos. El consecuente regreso a aguas poco profundas de mayor número de cohortes de jóvenes pudo incrementar las capturas por parte de los trasmallos en los últimos años. El mínimo de capturas cada año durante la época de cría de la especie (Figura 68) sugiere que efectivamente la migración de adultos a lechos profundos para la cría los hace inaccesibles en esa época a la flota de bajura.

Los **Cabrachos** *Scorpaena spp.* especies habitan costas rocosas. El rascacio *S. porcus* alcanza los 30 cm de longitud. El cabracho *S. scrofa* los 50 cm de longitud. Los cabrachos (Figura 69) son especies que usualmente viven escondidas en las rocas y no son accesibles a las flotas de altura. La escórpora *Scorpaena notata*, que habita fondos arenosos (Riedl 1986), puede ser capturado por los arrastreros. Las capturas nacionales a lo largo de 1993 fueron 899,7 Tm. El 84,5% del total fue atrapado con trasmallos y anzuelos, 10,1% con arrastreros de compuertas (Probablemente casi todos *S. notata*); 2,8% con red de cerco, 2,6% con arrastreros de costa (N.S.S. 1994).

El stock de estas especies disminuye progresivamente en el área ($T_s = 13$; $\alpha = 0,025$, $n = 12$) por lo que probablemente es la flota local de bajura la responsable de su sobrepesca.

Los dos **peces sapo** *Lophius piscatorius* y *Lophius budegassa* son especies bentónicas, que pueden ser halladas en fondos de lodo o arena desde la costa hasta profundidades récord de 1000 m (Muus & Dahlstrom 1977). Pueden alcanzar un tamaño de 1,7 m. Estas especies desovan en aguas profundas.

La pesca en Grecia a lo largo de 1993 fue de 732,1 Tm de las cuales el 80,9% fue atrapado con arrastreros de compuertas; 15,7% con trasmallo-anzuelo; 2,7% con arrastreros de costa; 0,7% con red de cerco

La captura de estos peces por la flota de bajura comporta ciertos peligros para sus pescadores, debido a sus peligrosas mandíbulas y su comportamiento agitado cuando son subidos a bordo. Por ello los pescadores de Alonisos suelen tirarlos de vuelta al mar nada mas izarlos. El aumento en sus capturas en 1991 y 1992 puede ser simplemente producido por un incremento en la comercialización de la especie debido tanto al aumento reciente de su precio de mercado como al descenso de la captura global de esta flota, que les hace aceptar el riesgo de su pesca (Figura 70).

La **categoría C** considera una variedad de peces de bajo precio, similar al alcanzado por la boga. Incluye *Trachurus spp.*, *Sardina pilchardus*, *Engraulis encrasicolus*, *Serranus cabrilla*, *S. hepatus*, *S. scribe*, etc

Su pesca aumentó entre 1986 y 1990 ($T_s = 5$, $\alpha = 0,005$, $n = 12$), pero cayo en 1992 a los niveles de 1986 (Figura 71, Tabla 19) Es lógico, pues los cupleidos son pescados en gran cantidad por la flota de altura.

Los **cefalópodos** (Figuras 72 y 73) son de baja importancia para las pesquerías locales. La captura de pulpo *Octopus vulgaris* en 1992 es similar a la de 1985 La reducción en la captura registrada para las sepias *Sepia officinalis* durante el aumento en la captura global puede estar relacionada con su uso como cebo para espándos.

Figura 68 Capturas de *Spondylosoma cantharus*
Parque marino de Esporadas

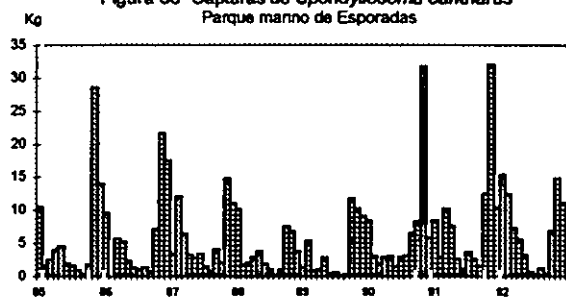


Figura 69 Capturas de *Scorpaena spp*
Parque marino de Esporadas

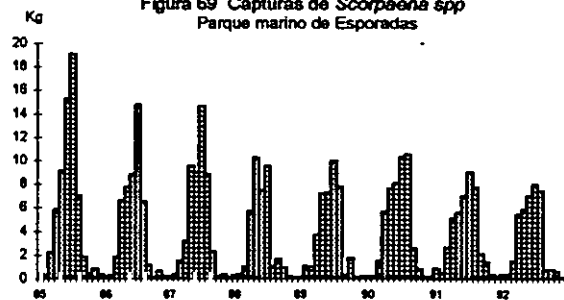


Figura 70 Capturas de *Lophius spp.*
Parque marino de Esporadas

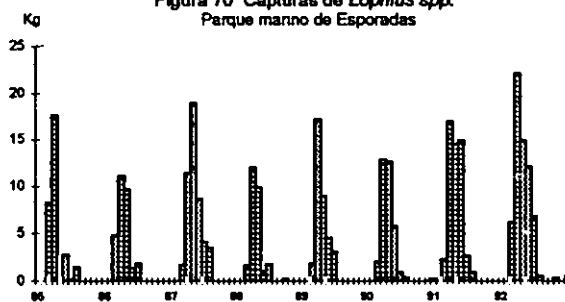


Figura 71 Capturas de la clase C
Parque marino de Esporadas

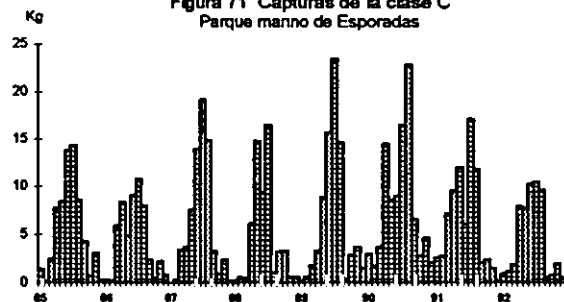


Figura 72 Capturas de *Octopus vulgaris*
Parque marino de Esporadas

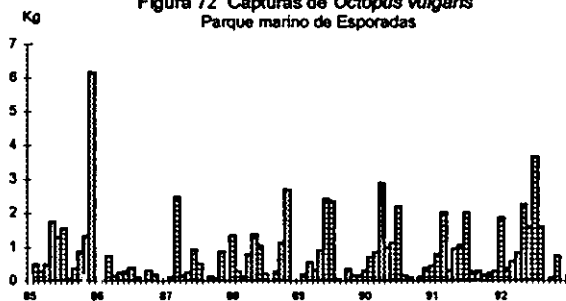
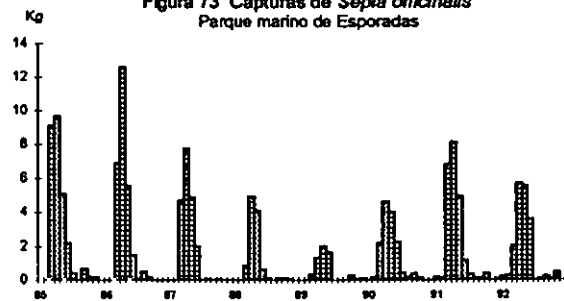


Figura 73 Capturas de *Sepia officinalis*
Parque marino de Esporadas



4 2 2 Importancia económica de las capturas

El papel desempeñado por las capturas de las diferentes especies en la economía de los pescadores de Esporadas esta relacionado no sólo con el peso de estas sino, por supuesto, con su precio de venta. Esto es especialmente importante, puesto que el precio del pescado difiere notablemente. Con el fin de dilucidar la contribución económica de las diferentes especies, hemos calculado los ingresos obtenidos por cada Tm de pesca a los precios de mercado de 1990 (ETANAL 1991), desglosado por especies y categorías (Tabla 20). Hemos calculado la proporción de pesca de cada especie como la media para esa especie durante el período entre 1985 y 1992.

Se observa claramente el papel principal de la langosta en la economía de estas pesquerías. Los atunes y la boga tienen una importancia equivalente entre sí y son la siguiente fuente de ingresos. La oblada, junto con los múlidos y los espáridos completan el grueso de la economía de esta flota de bajura. La merluza jugaba un importante papel en el pasado, pero actualmente lo ha perdido.

Tabla 20. Contribución a los ingresos de los pescadores de las especies pescadas por cada Tn de capturas (precios de 1990 según ETANAL 1991)

ESPECIES	PESO (Kg)	CANTIDAD (Dracmas)
Boops boops	409	85276
Tunna	264	94380
Palinurus elephas	58	136242
Oblada melanura	54	55782
Clase A	34	39508
Spicara maena	29	6220
Merluccius merluccius	21	18417
Spondyliosoma cantharus	15	17378
Clase C	15	4418
Scomber sp	14	5625
Scorpaena sp	11	8184
Lophius sp.	10	3705
Otras	66	?

4.3 Consideraciones sobre la alimentación de la foca monje

El conocimiento a nivel cuantitativo sobre la alimentación de esta foca sigue siendo incompleto. La existencia de territorios acuáticos junto a la línea de costa (Marchessaux 1989b, presente trabajo), evidencian una alimentación a base de presas localizadas en la franja costera. Los datos existentes hasta ahora se basan en análisis estomacales de algunos individuos así como en testimonios de pescadores. En este apartado ahondaremos en el tema recopilando la información existente y aportando la obtenida por nosotros.

Los únicos datos directos de alimentación que pudimos obtener provienen del análisis del estómago de un macho inmaduro ahogado en Santonni y de la observación de la captura de un pulpo en la costa suroeste de Zákintos. El resultado del análisis efectuado se muestra en la tabla 21.

El estómago del animal estaba casi lleno, midiendo 50 cm entre cardias y píloro, y pesando su contenido 5,5 Kg. Dudamos que su capacidad llegara a duplicar ese valor, por lo que una cifra de 10 Kg podría ser un buen indicador del máximo de capturas que puede efectuar un animal de ese tamaño (2,18 m) por campeo. Marchessaux (1989a) estima en esa cifra la ingestión máxima y en 8 Kg la mínima por campeo de adultos (Marchessaux & Muller 1987). Un animal de 2,42 m y unos 300Kg de peso comió en cautividad un máximo de 11,5 Kg de *Sardina*, y otros 12 Kg al día siguiente (Muller 1975 en Sergeant et al. 1978).

Los 22 peces diferenciados constituían el 53% del peso total. Los fragmentos de 11 de las 13 presas identificadas por nosotros (dos de ellas a partir de otolitos), pertenecientes a 10 especies, constituían el 39% en peso del total ingerido. Se halló también un pedazo de trasmallo, de 3,9 cm de abertura, lo que confirma que el animal efectivamente había capturado de la red al menos parte de las presas. Esta había sido calada a 10 m de profundidad en una pradera arenosa de *Posidonia oceanica*, a unos 200 m de la rocosa costa volcánica. Todas las presas son típicamente demerso litorales, y se hallaban dentro de lo esperado en una especie de hábitat costero. La langosta puede no obstante alcanzar antes de marzo profundidades considerables de hasta 80 m.

Sólo hemos presenciado la captura de dos presas por la especie: un pulpo y un espárido, que fueron sacados a la superficie y rápidamente deglutidos enteros tras erguir la foca su cabeza

Tabla 21. Presas halladas en el estómago de una foca monje ahogada en trasmallo en Santorini

Presa	Especie	L. del trozo (cm)	peso (gr)	notas
1	Boops boops	23	148	
2	B boops	19	100	
3	B boops	16,5	58	
4	Oblada melanura	25	218	
5	Diplodus vulgaris	21	218	
6	Mullus sp	8	32	
7	Serranus sp.	21	88	
8	Lophius sp.	39	223	
8	Lophius sp.	-----	517	
9	Scomber scombrus	17	120	
10	Trigla sp.	21	264	otolitos de otro
11	Trigla sp.	-----	-----	
12	Sepia officinalis	-----	164	
13	Palinurus elephas	-----	-----	pelecípodo

Los resultados de los análisis efectuados en los excrementos fueron frustrantes. Sólo pequeños restos de otolitos muy disueltos, así como trazas de huesos de peces, globos oculares y picos de cefalópodos pudieron encontrarse en ellos. Los jugos gástricos de esta especie diluyen enormemente dichos restos, lo que hace imposible asignarlos a ninguna especie. El dar en base a ellos resultados de proporciones entre peces, cefalópodos y crustáceos sería aventurado por dos motivos. Por un lado no podemos saber qué proporción de trazas de individuos presa se han disuelto totalmente. Por otra parte hemos descubierto que la foca monje regurgita ovillos de *Posidonia oceánica* con restos indigeribles de presas y

fragmentos de redes. En tres casos de estos casos encontramos picos de pulpo *Octopus vulgaris* y en uno de ellos pudimos diferenciar al menos seis pulpos grandes

Este posiblemente sería un comportamiento de limpieza del estómago similar al existente al menos en los cánidos. De hecho, también en los excrementos aparecen a veces trazas de *Posidonia*. Dada la forma ganchuda y voluminosa de los picos de cefalópodos, parece muy fácil que estos se enganchen en el intestino delgado, que en la foca analizada tenía un diámetro de 3,1 cm, cuando la carne semidigerida impida su disolución en el estómago. Su zona cóncava podría obturar el intestino si se enganchan con ésta orientada hacia el estómago. Su largo intestino (16,66 m el delgado; 1,36 m el grueso) facilitaría aún más una obturación. La ventaja evolutiva de ingerir hierba marina es obvia, aunque no debemos descartar la posibilidad de que esta sea deglutida casualmente al capturar presas localizadas en praderas marinas. No encontramos datos bibliográficos de regurgitación en otras especies de fócidos, pero ello puede deberse a la dificultad de tales hallazgos en mamíferos marinos. Las regurgitaciones alimenticias parecen comunes en los otáridos (Gentry & Kooyman 1986).

En lo que respecta a datos sobre captura de presas obtenidos de pescadores, recogimos informes sobre capturas de pulpo de casi todos los pescadores que las han observado comer en libertad. Ello se debe a que es frecuente que esta presa se agarre con las patas al morro de la foca, dificultándole en grado sumo su ingestión, que consigue tras muchas sacudidas de la cabeza para zafarse de sus ventosas. Los habitantes de Koufonisi, en Cicladas tiran piedras a una foca que suele acercarse al puerto a comer calamares *Loligo vulgaris*, que se concentran junto al muelle en otoño. Muller (1975 en Sergeant et al 1978) afirma que no pudo ver comer calamares ni sepias a un animal en un año de cautividad aunque se le dieran vivas. Nuestros hallazgos confirman que la toma de alimento en cautividad debe tomarse con suma precaución al extrapolarlo a situaciones de libertad.

Otras presas registradas en Grecia fueron 1 *Dentex dentex* y 2 *Epinephelus guaza*. El gran tamaño de las presas permitió a los pescadores reconocerlas. Un pescador viejo que mató un adulto muy grande encontró en su estómago, aparte de

peces, colas de langosta *Palinurus elephas*. Según él, eran unas 40 y no existía ni una sola cabeza de la especie lo que sugeriría que el animal corta esta zona, imposible de deglutir entera, que es como la especie suele tragar otras presas.

En cuanto a las presas comidas de las redes, la única que parece ser dejada siempre intacta en ellas son los cabrachos *Scorpena spp.* Esto nos fue confirmado por todos los pescadores con redes rotas por focas. Esta especie posee espinas ponzoñosas muy dolorosas. A excepción de ella, todo el abanico de pescado y cefalópodos litorales, así como los pelágicos nectónicos que caen en trasmallos, como *Palamis sarda*, son comidos por la foca monje. Ello es lógico, pues el índice de apetencia (Valverde 1967) de una presa atrapada en una red es máximo, independientemente de la dificultad de su captura en libertad, ya que la energía necesaria para obtenerla es nula, una vez encontrada dicha red.

Las especies refendadas son citadas y sus situaciones analizadas en el capítulo de pesquerías costeras.

Los hábitos alimenticios de esta foca por medio de informaciones indirectas han sido obtenidos también por otros autores (Ronald & Haley 1974, Maigret et al. 1976, Marchessaux & Duguy 1977, Melo-Machado 1979). En base a ellos tenemos registros de las siguientes especies:

Mediterráneo:

Mullus surmuletus, *Dentex dentex*, *Boops boops*, *Mugil cephalus*, *Sardina pilchardus*, *Muraena helena*, *Octopus vulgaris*, *Trachurus trachurus*, *Sparus sp.*, *Anguilla anguilla*

Mar negro

Platichthys flesus, *Pleuronectes sp.*, *Scomber scombrus*, *Engraulis encrasicolus*

Atlántico (Madeira)

Diplodus sp., *Octopus sp.*

En cuanto a datos directos, en el estómago de una foca ahogada en Madeira se hallaron los siguientes restos (Melo-Machado 1979): 50 *Trachurus trachurus*, 1 *Pagrus pagrus*, 1 *Raja sp.*

Marchessaux (1989a) registró mediante observación directa en el Sáhara un 74,5% de ingestiones de peces, 24,5% de pulpos *Octopus vulgaris* y menos del 1% de langostas *Palunirus regius*. Los peces eran principalmente *Dicentrarchus punctatus* y *Mugil spp*.

Este autor considera que la importancia real de las langostas es mayor, porque sus exoesqueletos aparecen frecuentemente en las heces. Considerando que el digestivo de la especie no los digiere totalmente, y que nosotros no los hemos encontrado en los excrementos de la población de Zákintos deducimos que realmente no los consumen en esa isla, aunque nos consta que las langostas *Palinurus elephas* no abundan en Zákintos. El fragmento de pelecípedo hallado en el macho de Santorini nos confirma que en Cicladas, donde abunda *Palinurus*, sí las comen.

En dos estómagos Marchessaux (1989a) halló restos de *Dentex canariensis*, *Epinephelus guaza* y *Mustelus mustelus*.

Soriguer (1978) analizó tres estómagos en el Sáhara Occidental y encontró respectivamente 2 *Palunirus regius*, *Zoostera spp.*; 1 *Palunirus regius?*, *Fucus sp.*; 1 *Palinurus regius*, *Sargassum sp.*, restos de peces.

Vemos también en el Sáhara datos sobre ingestión de hierba marina, en este caso *Zostera* (*Posidonia* sólo existe en el Mediterráneo), así como de algas. Scheffer (1958) considera que la ingestión de algas en focas es probablemente fortuita. Quizá este fenómeno sea más importante de lo que se ha considerado hasta ahora y halla pasado desapercibido en el pasado debido a la escasez de datos. La alimentación de ambas especies de foca monje en cautividad ha sido siempre un problema (Tsimenidis 1978, Kenyon & Rice 1959) debido a la aparición de problemas en el aparato digestivo, como úlceras gástricas y peritonitis. Tales dolencias serían esperables si la especie realmente precisa disponer de plantas para regurgitar restos duros indigeribles.

Otro dato de la ingestión vegetal en la especie nos lo dio el análisis de los ácidos grasos poliinsaturados (PUFA) de la foca muerta en Santorini. El hígado y el corazón de ese macho poseían niveles de 20:4n-6 notablemente altos en

comparación con los habituales en *Phoca*, *Pagophilus* y *Halichoerus*. Eran también notablemente mayores que los del PUFA 18:2n-6. El primer ácido graso es el predominante en los lípidos de *Sargassum spp.* por lo que este alga u otra muy similar debió ser una fuente directa de su aporte en la dieta de la foca, bien ingesta directamente, bien indirectamente a través de los contenidos estomacales de presas herbívoras concretas. La metabolización por la foca del 18:2n-6 en 20:4n-6 no explicaría esas altas diferencias, pues el nivel del primero en la capa aislante de grasa, donde llega en jilomicrones absorbido sin metabolizar de las presas, es muy bajo (Henderson et al 1994)

Teniendo en cuenta que esta foca suele eviscerar los peces sacudiéndolos entre las fauces (Muller 1975 en Sergeant et al 1978, Marchessaux 1989a), es posible que la ingestión de algas procedentes de estómagos de presas herbívoras sea inapreciable y que la ingestión vegetal sea efectivamente voluntaria

Respecto del abanico de presas consumidas por la especie, debe considerarse que el hecho de que prede especies pelágicas en las redes no implica que ello pueda ocurrir con animales libres procedentes de ese hábitat. Debe considerarse que la velocidad de este lobo de mar en distancias horizontales de hasta unos 40 m es muy rápida, como comprobamos en nuestros buceos con un juvenil improntado con el hombre. Dudamos, no obstante, que pueda mantenerla en distancias largas como hacen los delfines, cualidad que es necesaria para atrapar los peces pelágicos de la región, como *Trachurus spp.*, *Scomber spp.*, *Palamis sarda*, *Thunnus spp.*, etc

4.4. Discusión

La información obtenida sobre la alimentación de la foca monje, junto con nuestras observaciones de territorios de caza acuáticos, nos confirman que la especie es un predador costero que captura en Grecia tanto langostas como peces y cefalópodos de la franja litoral en hábitat rocoso. Ello se explica por su técnica de caza al acecho, la cual sólo puede practicarse en zonas donde se pueda sorprender a la presa tras rocas o masas de hierba oceánica. El futuro de esta foca está pues ligado al de los recursos pesqueros litorales

Figura 74 Tendencia de las capturas costeras de la flota de Esparadas

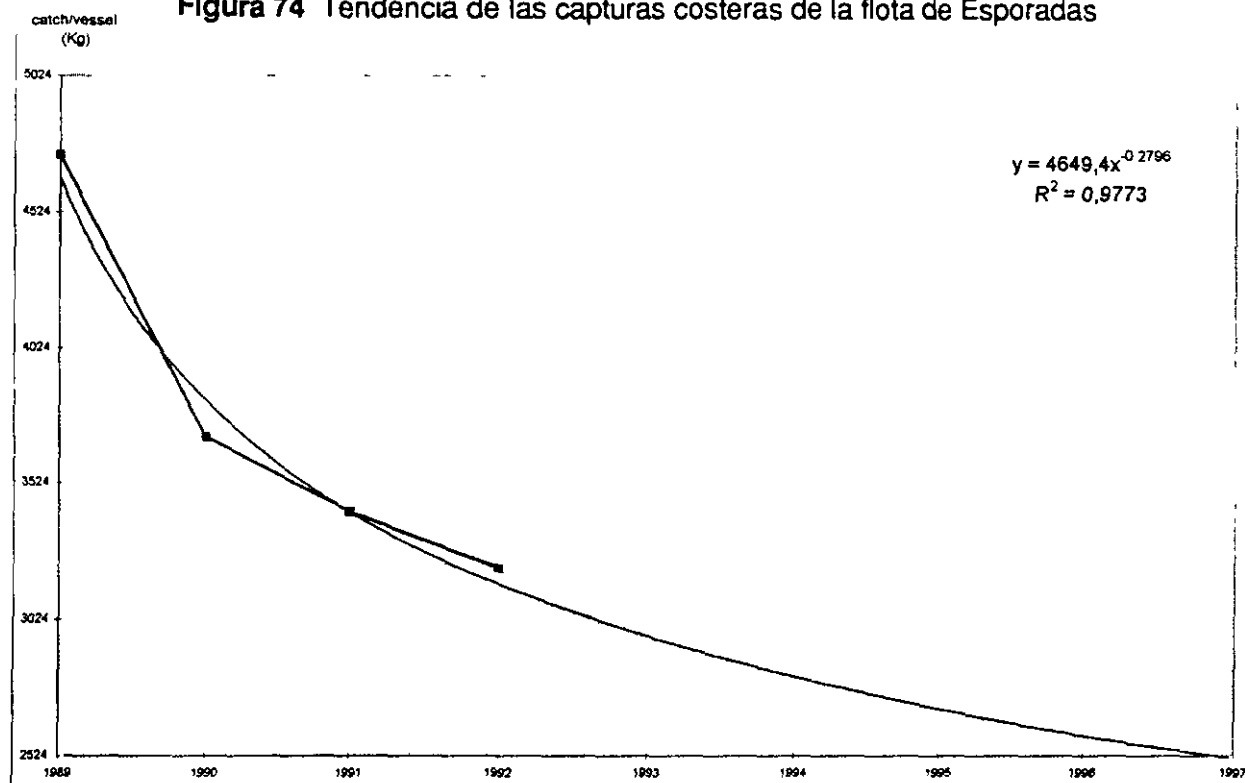
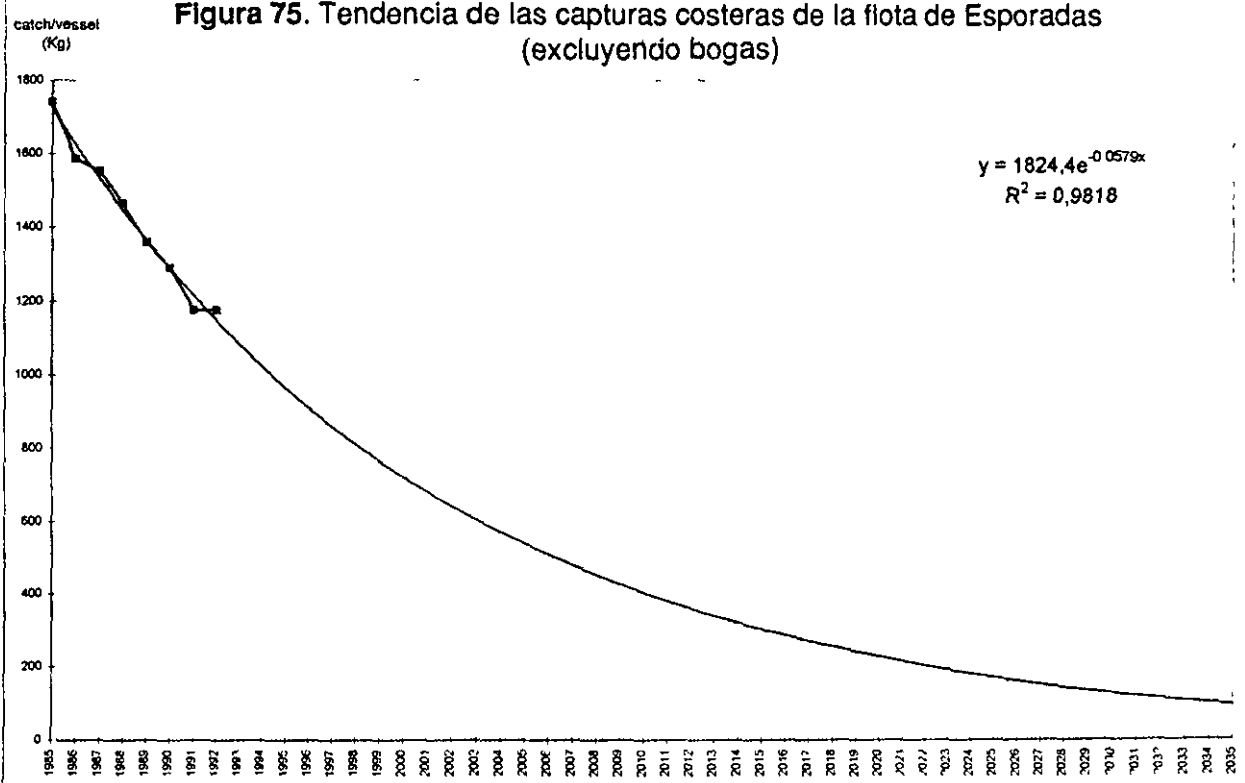


Figura 75. Tendencia de las capturas costeras de la flota de Esparadas (excluyendo bogas)



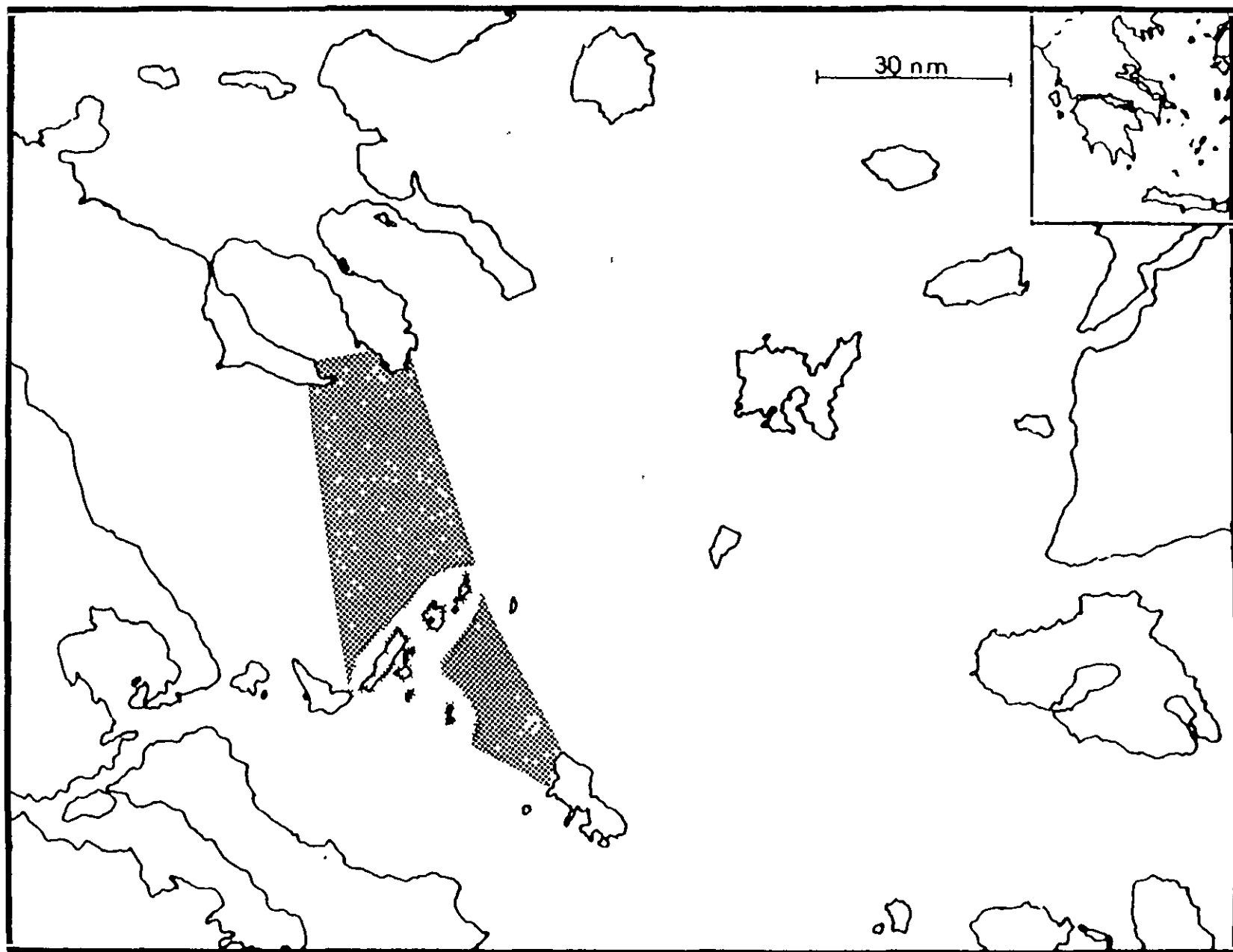


Figura 76. Localización de los bancos demersales y pelágicos de la flota de Esporadas.

La captura global de la flota de bajura de Alonisos ha sido representada en la figura 74. Puede observarse una continua disminución de la captura anual a pesar de la tendencia a la recuperación ya citada para algunas especies. Esta recuperación no es suficiente para compensar la reducción en la captura total, puesto que el incremento no ocurrió en todas las especies ni se mantuvo después. El descenso en las capturas es de unos 80,65 Kg/barco cada año en estas especies y de 196,95 Kg/barco cada año para la boga.

Si esta tendencia no se estabilizase, una reducción neta de una tonelada en las capturas anuales costeras por barco (sin considerar las bogas) podría predecirse para el año 1999, a no ser que se neutralicen las causas de su regresión (Figura 75). Un descenso fuerte podría ocurrir también con la boga, a pesar de la fuerte recuperación experimentada a finales de los 80, tras la prohibición de la flota de altura.

Considerando que la flota depende mayormente de sus bancos demersales que de los pelágicos (Figura 48, Figura 76), la situación parece muy preocupante.

No está claro que artes concretas podrían haber causado esta situación en el parque marítimo, dado la variedad de especies implicadas y el efecto retardado que las acciones correctoras pueden tener en la recuperación de las poblaciones. Los tres años de prohibición de la flota de altura podrían haber producido efectos beneficiosos en muchas especies sin que ello evidenciara una rápida recuperación de su CPUE (regeneración del hábitat, protección de refugios de alevines, aumento de la tasa de supervivencia de las cohortes más jóvenes, etc.)

El deducir que la flota de bajura es la responsable de la disminución en el stock de las especies pescadas principalmente por ella podría ser simplista, pues factores como la degradación del hábitat y la destrucción de alevines por parte de la flota de altura podrían jugar un papel más importante, sin que ello quede reflejado en un significativo montante de sus capturas.

La guardería del Parque Marítimo de las Esporadas del Norte por parte del Ministerio de Agricultura, con personal local, estuvo ligado a una recuperación en

las capturas de varias especies de peces, algunas de ellas de gran importancia en la economía de la flota local. La continuación de la disminución en algunas otras, como *E. porcus*, podría estar ligada a sobrepesca por parte de la flota local.

Es muy probable que la flota de altura sea responsable al menos de la disminución de los stock de las especies que aumentaron en el parque cuando esta flota fue alejada de la zona.

La recuperación de los espárdos es patente y ligada probablemente no solo a la prohibición de artes de pesca industriales sino también a la prohibición de la pesca submarina.

La pesca de langosta permanece estable a lo largo del período de estudio a pesar de las quejas en sentido contrario expresadas por los pescadores locales.

La CPUE de la flota de Alonisos disminuye continuamente, sugiriendo que el banco de pesca de Esporadas alcanzado el estatus de sobrepesca.

La merluza, una notable fuente de ingresos locales en el pasado, ha desaparecido casi por completo del parque.

La situación de las pesquerías de bajura en Esporadas es preocupante, teniendo en cuenta que estas islas representan la mejor situación de explotación y conservación de recursos en las costas griegas y que un objetivo prioritario del Parque es conservar una importante población de foca mediterránea, especie que se alimenta fundamentalmente de peces litorales.

5. RELACIONES INTERESPECÍFICAS

5.1. Solapamiento espacial con otros mamíferos marinos

Las poblaciones de los mamíferos marinos en Grecia, así como en todo el Mediterráneo oriental continúan siendo bastante desconocidas. No existe ningún estudio a largo plazo sobre el tema en los mares Egeo, Jónico o de Libia. El primer

estudio a medio plazo (dos años) en Grecia es bastante reciente (Cebrián y Papaconstantinou 1992). Los trabajos previos relacionados con la distribución de estos mamíferos en el Mediterráneo señalan con una incógnita o como inexistentes en el Mediterráneo oriental a las especies conocidas en el Mediterráneo occidental. La única excepción la constituyen la foca monje mediterránea (*Monachus monachus*), de la que existe alguna información relativa a su distribución (Ronald & Duguy 1978; Cebrián & Vlachoutsikou 1991) y algunos recientes estudios sobre cetáceos en el Adriático (Serman and Serman 1992) y en el Jónico (Politi et al. 1992).

- En el presente trabajo se estudia la distribución geográfica de los cetáceos y el reparto de los odontocetos mediterráneos en los mares de Grecia en relación con su distancia a la costa y la profundidad del fondo marino en el punto de avistamiento. Se comparan asimismo los resultados obtenidos para este taxon y el de los pinnípedos de Grecia. Ambos factores, distancia a la costa y profundidad, podrían afectar la segregación espacial de estas especies por su relación con la presencia de diferentes especies presa o distintas áreas de cría.

Se obtuvieron datos correspondientes a ocho especies de odontocetos y una de misticeto (*Balaenoptera physalus*). Los avistamientos de dos especies fueron muy escasos (1 *Phocoena phocoena*; 1 *Ziphius cavirostris*) y no fueron utilizados en el estudio. Los datos correspondientes a pinnípedos (*Monachus monachus*) fueron tomados sólo de los registros obtenidos en la isla de Zákintos, que ofrece gran diversidad de relieves alrededor de su costa, incluyendo aguas que sobrepasan los 1000 m no lejos de ella. Los datos de Cícladas podrían verse sesgados por la escasez de aguas profundas en esas islas.

5 1.1 Distribución espacial de los cetáceos

Los resultados correspondientes a cada especie son mostrados y discutidos a continuación.

***Stenella coeruleoalba*:** Esta especie es citada por primera vez en Grecia por Schultze-Westrum (1984) Evans (1987) lo considera escaso en el Mediterráneo oriental, excepto en el Egeo, donde lo cita como común aunque sin citar la fuente

de información Las figuras 77 y 78 indican su registro en nuestro estudio en Grecia, así como el de ejemplares de los que no se tiene la certeza de que fueran esta especie y no el escaso delfín común

En cuanto a los individuos considerados bien identificados, durante los 39 meses del estudio se obtuvieron un total de 27 avistamientos, con una distancia mínima a la costa de 0,8 mn y un máximo de 20 mn. La profundidad del fondo oscila entre 20 m y 2000 m. El tamaño medio del grupo fue de 6,4 individuos (d.t.= 5,9 n=27).

La figura 79 relaciona ambos parámetros (distancia y profundidad) entre sí. Debemos resaltar aquí que la concentración de datos en filas, en las gráficas de este tipo, remarcaría una mas destacada importancia de la profundidad, mientras que la acumulación en columnas significaría una mayor influencia de la relación con la costa

Se aprecia una presencia clara del delfín listado en la plataforma continental (menos de 200 m), aunque tenga una importante presencia también en las aguas profundas. Los avistamientos son mas comunes a menos de 100 m, especialmente si se considera además el numero de individuos, con el 74% de ejemplares en esa categoría

Las observaciones en función de su distancia hasta la costa mas cercana nos sugieren una mayor presencia entre una y dos millas de la orilla, estando casi todos los delfines (87,3%) a menos de tres millas.

Si, como suponemos, las identificaciones dudosas de delfines estilizados pertenecen a esta especie, la figura 78 nos mostraría que esta es la especie más abundante y ampliamente distribuida en el país. El mínimo tamaño medio del grupo de estos registros fue de 17,9 delfines (d.t. = 8,79, n = 85) Estos grupos suelen ser grandes y su observación, moviéndose en general rápido, sugiere que son grupos efectuando algún tipo de migración.

En la figura 80 observamos que aunque estos delfines se siguen concentrando en el talud continental hay gran número de registros en aguas más

profundas. La distancia a la costa es en general de menos de 5 mn, como en el caso que nos precede. En cuanto a efectivos, el 46.8% de los delfines se encuentran en zonas de más de 100 m de profundidad a pesar de que se encuadren en un número mucho menor de avistamientos.

***Delphinus delphis*:** El delfín común ha sido observado entre 0,3 mn y 9 mn de la costa. El margen de profundidades del fondo va de 20 m a 450 m. A falta de más datos, parece estar muy localizado en Grecia, existiendo un núcleo de población en las islas Jónicas y otro en las islas Cícladas (Figura 81).

La figura 82 sugiere una marcada presencia en aguas costeras, dentro de la plataforma y a menos de 100 m de profundidad, estando los avistamientos de aguas profundas no lejos de la costa. El tamaño mínimo del grupo en las 13 observaciones que tenemos es de 10,23 (d.t.= 8.71).

***Tursiops truncatus*:** Los 26 avistamientos colectados van desde tan sólo 0.05 nm a 30nm y son casi todos del Egeo del Sur y de la albufera de Ambrakikó, en el Jónico central (Figura 83) El tamaño medio de grupo fue de 13,38 (d.t. = 10.57). La profundidad del fondo es desde 20 a 2000 m. Los valores de profundidad muy alta se localizan en el mar de Kíkira, una zona entre el Peloponeso y Creta que parece concentrar cetáceos de todas las especies existentes en el país.

Las observaciones de delfín mular son pocas para aventurar conclusiones, pero aunque se observan individuos tanto dentro como fuera de la plataforma continental (Figura 84) la mayoría de los avistamientos fueron a menos de dos millas de la orilla en aguas muy poco profundas. Considerando que sólo tres avistamientos ocurrieron a más de 20 millas y 1000 m de profundidad, su presencia en la plataforma continental parece estar muy definida.

***Grampus griseus*:** Especie con muy escasos registros, citado por primera vez en Grecia recientemente (Cebrián & Papaconstantinou 1992). Anteriormente se consideraba relegado al Mediterráneo occidental, principalmente en el mar de Liguria (Evans 1987). Como muestra la figura 85, el calderón gris parece habitar desde los límites a fuera de la plataforma continental griega.

Observado entre 1 y 12 mn de la tierra firme (Figura 86). Un individuo enfermo próximo a la costa en el mar Evoikó Sur no ha sido considerado en la gráfica. El calderón gris fue registrado entre 200 y 600 m de profundidad. El tamaño de grupo medio fue de 9,33 (d.t. = 8,33, n = 6). Los grupos más numerosos se hallaban a 600 m y sólo el 21,4% de los individuos se vieron en puntos con el fondo a menos de 500 m. Su relación con la distancia a la costa sugiere la presencia de grupos más numerosos conforme esta se hace mayor, estando ello posiblemente asociado a la existencia allí de profundidades óptimas para la especie.

***Pseudorca crassidens* ó *Globicephala melas*:** Nos hemos encontrado con la presencia en el país de un gran odontoceto negro con aleta dorsal conspicua, que por no haberlo observado personalmente no podemos clasificarlo con certeza. Según nos lo describen los pescadores de atún en el Egeo Norte se trataría del calderón común, pues afirmaban que la aleta dorsal es redondeada, y que posee un marcado dibujo blanco en ancla en el pecho. No son zifios, puesto que su observación una vez que se avistan no es difícil, mientras que un avistamiento de zifio dura sólo segundos y además estos no poseen el diseño citado anteriormente. Por otra parte el único varamiento de cetáceo de este tipo en Grecia fue una orca bastarda *Pseudorca crassidens* en el Egeo hace dos años. La orca bastarda se considera una especie oceánica de aguas templadas, que también ha sido vista en el Mediterráneo (Klinowska 1991). Tenemos registros de varamientos en el país para todas las demás especies descritas en este trabajo y nos es difícil reconocer que exista el calderón común *Globicephala melas* sin que halla ningún varamiento histórico. Evans (1987) considera al calderón común relegado en el Mediterráneo a la cuenca occidental.

Nosotros tenemos 10 observaciones concretas en diversas zonas (Figura 87), pero la especie parece no ser muy rara en ciertas épocas en el archipiélago de las Cícladas. Desafortunadamente, muchas informaciones obtenidas de pescadores en estas islas (que reconocen la especie sin dudar como distinta de los delfines y del calderón gris) no han permitido el ser asignadas a un punto exacto del mapa, por lo que preferimos no reflejarlas en las cuadrículas de distribución. Es posible que la especie se halle sólo en paso en estas aguas durante movimientos, quizá estacionales, entre el Egeo del Norte y los mares de Creta y Libia., ya que

son aguas con menos de 100 m de profundidad y no corresponden con su hábitat conocido.

Salvo un grupo de 20 individuos cerca de Zákintos, en el Jónico, las observaciones son de grupos menores o individuos solitarios, con una media de 3,9 (d.t. = 6,1; n = 10).

Este calderón u orca se halla entre 0,5 y 20 mn de la costa, y en aguas desde los 50 a 1250 m de profundidad. La mitad de estos avistamientos lo fueron en aguas de más de 500 m de profundidad. La única observación en aguas poco profundas (Figura 88) lo fue en una zona de fuerte pendiente hacia aguas muy profundas, y por tanto probablemente fruto del azar. Los demás individuos se observan en aguas profundas comenzando en los límites de la plataforma. Esto encajaría con los hábitos de ambas especies (Klinowska 1991). Su reparto respecto de la costa no nos indica una tendencia clara con los datos disponibles.

***Physeter catodon*:** El cachalote parece no ser raro en Grecia, con 22 observaciones y sorprendentemente, dada su conspicuidad, su presencia no había sido descrita como segura hasta hace muy poco (Cebrian & Papaconstantinou 1992). Evans (1987) lo cita como raro a partir del este de Tunicia.

Ha sido observado desde 1 hasta 38 mn de la orilla en aguas que oscilan entre 200 y 2500 m de profundidad.

Es una especie que vive fuera de la plataforma continental (Figuras 89 y 90) con una señalada presencia en aguas muy profundas. Es interesante destacar su no excesiva distancia a la orilla. Esto refleja una preferencia por zonas donde el relieve del fondo cae bruscamente desde la costa, como ocurre en la península de la Calcídica y Creta. La figura 91 muestra más claramente esta concentración de las observaciones en las zonas de cuencas abisales del país, asociándose a la isobata de los 1000 m.

***Balaenoptera physalus*:** Esta ballena aparece en ocasiones en Grecia, procedente muy probablemente de la colonia de Liguria, habiéndose registrado el varamiento de un juvenil en el norte del país en el invierno de 1997. Dos ejemplares

se observaron en el golfo de Lakonikós, en el Peloponeso, y otro juvenil estuvo una semana alimentándose de bancos de cupleidos en la bahía de Santorini, Cícladas, en donde se le podía observar desde la cresta del acantilado de esa abrupta isla (Figura 92). No analizaremos en más detalle esta especie de escasa aparición.

5.1.2 Distribución espacial de la foca monje

***Monachus monachus*:** En los 264 datos registrados en Zákintos entre 1990 y 1993, no hemos incluido las observaciones hechas por nosotros durante el seguimiento de cuevas para no sesgar artificialmente las observaciones hacia la costa. Aún así, puede observarse en la figura 93, que la especie es eminentemente costera, siendo raro verla a más de 0,5 mn de la costa o en aguas a mayor profundidad de 50 m. Las observaciones pertenecen en su gran mayoría a individuos aislados, aunque no se cuantifique aquí ese hecho. La máxima profundidad a que se ha registrado nunca la especie fue un ahogamiento a 75 brazas en Madeira (Melo-Machado 1979).

Observando la actividad de dos individuos macho en un territorio de caza en el occidente de Zákintos en 15 días diferentes, hemos podido comprobar que esta foca acostumbra a alimentarse cazando al acecho peces y cefalópodos demersales, que habitan fondos rocosos poco profundos. Ello hace que se observen fácilmente en los arrecifes, pues pueden permanecer largo tiempo flotando en la superficie con la cabeza dentro del agua para otear el fondo. El área controlada era un arrecife con una profundidad máxima a su alrededor de tan sólo 8 m, y los individuos no prospectaban una zona mayor de 100 x 40 m, no solapando sus territorios los días en que coincidían en el arrecife.

Pudimos comprobar que otro juvenil utiliza un arrecife de tan sólo 5 m de profundidad máxima en el noreste de la isla y un gran macho prospecta desde hace años un punto muy concreto en el cabo norte de la isla a escasos metros de la orilla. Otro adulto caza estacionalmente calamares (*Loligo sp*) en el muelle de Koufonisi cuando estos van a desovar allí cada septiembre. Territorios de caza junto a la costa a los que van las focas sistemáticamente fueron reconocidos también en Lesbos, Míkonos, Hidra y la Calcídica. Una vez que un territorio de caza es descubierto, es fácil observar a la especie fuera de las cuevas.

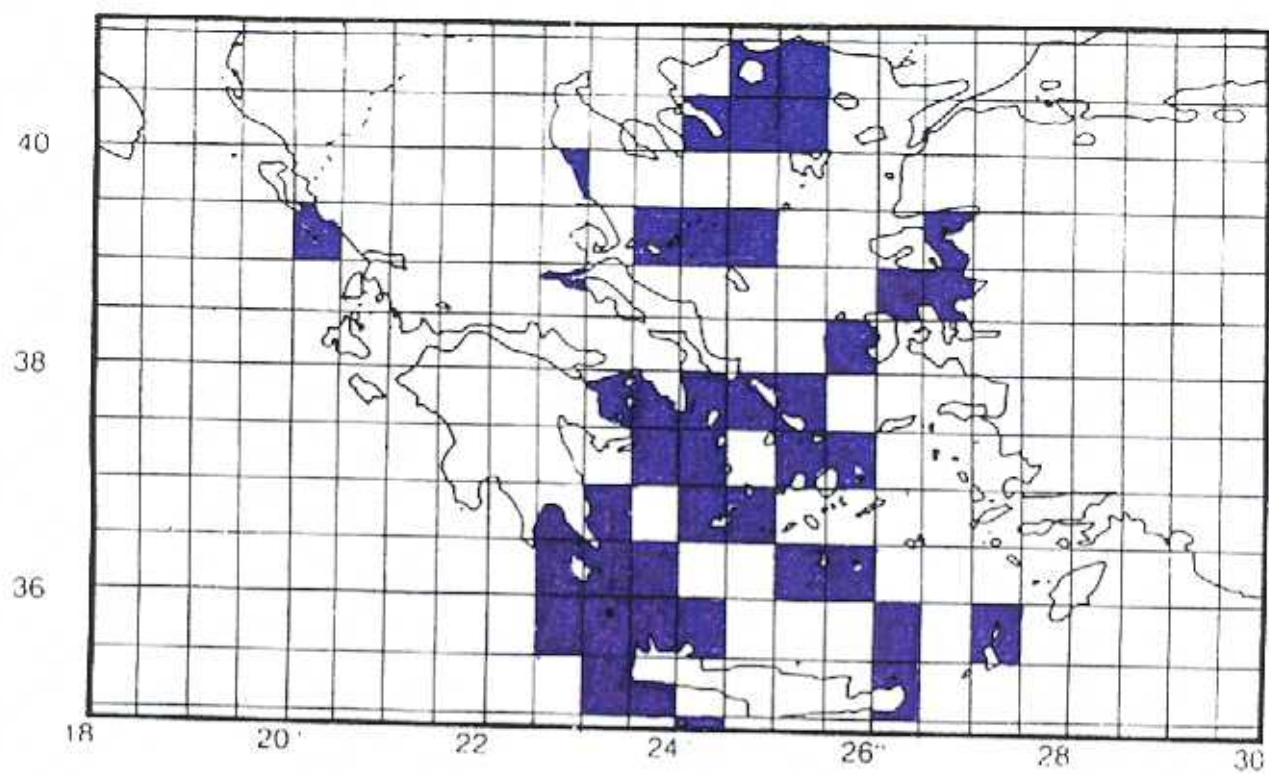


Figura 78. Registros posibles de delfín listado en Grecia.

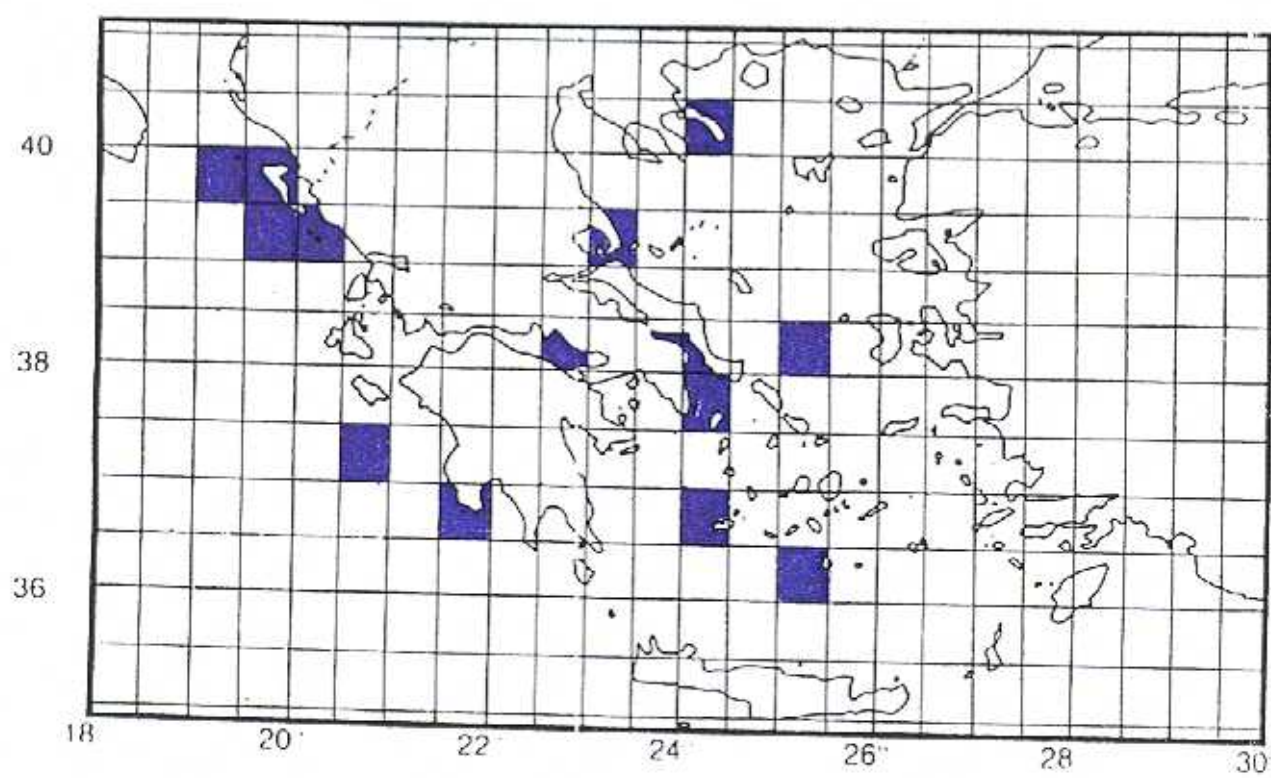


Figura 77. Registro del delfín listado en Grecia.

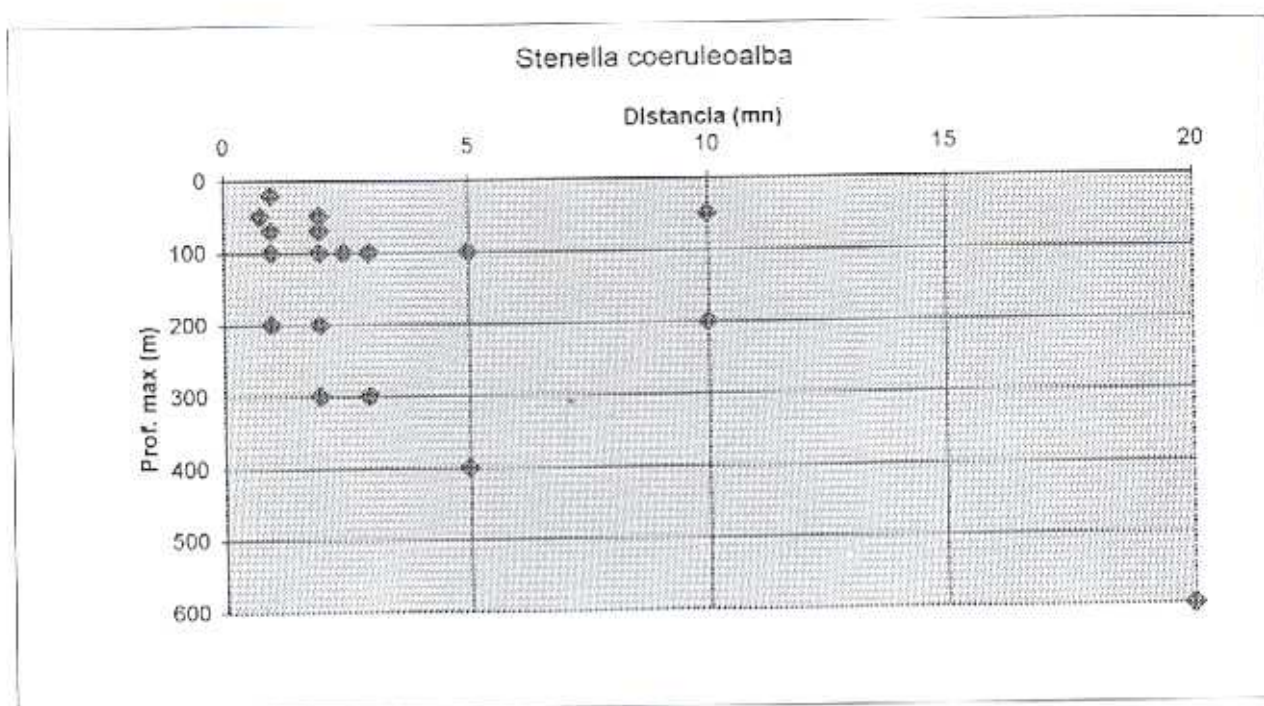
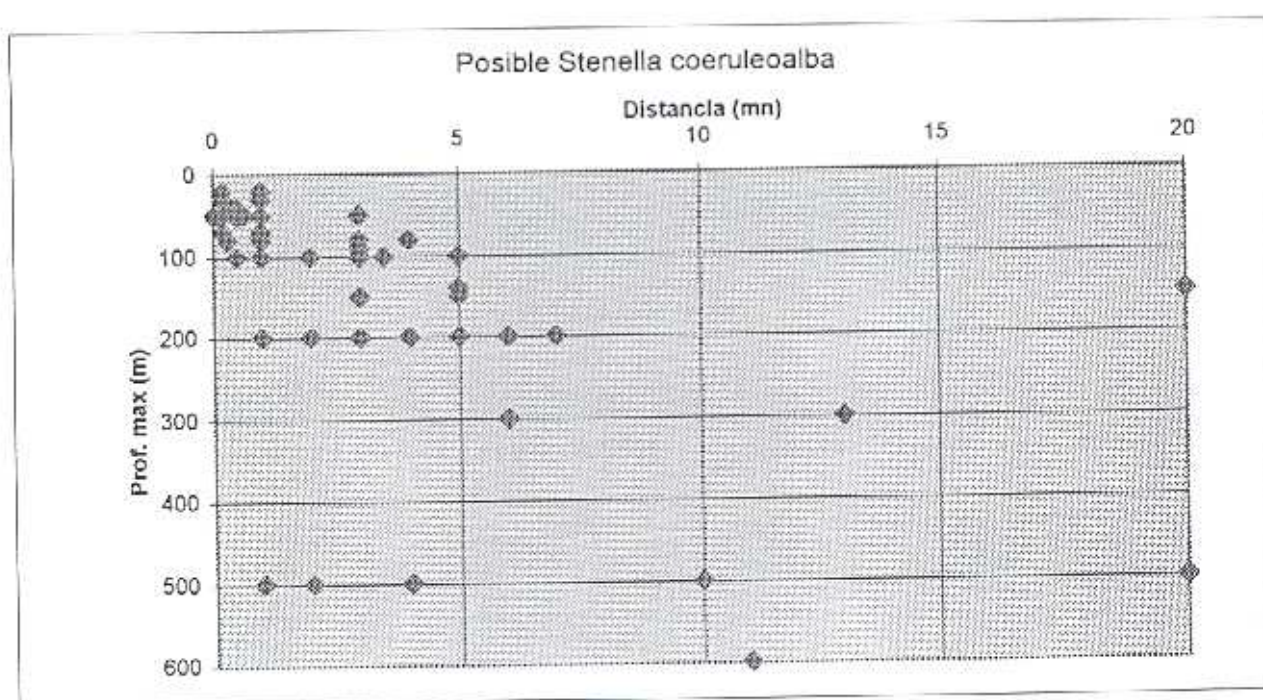


Figura 79. Reparto de las citas de delfín listado en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo.



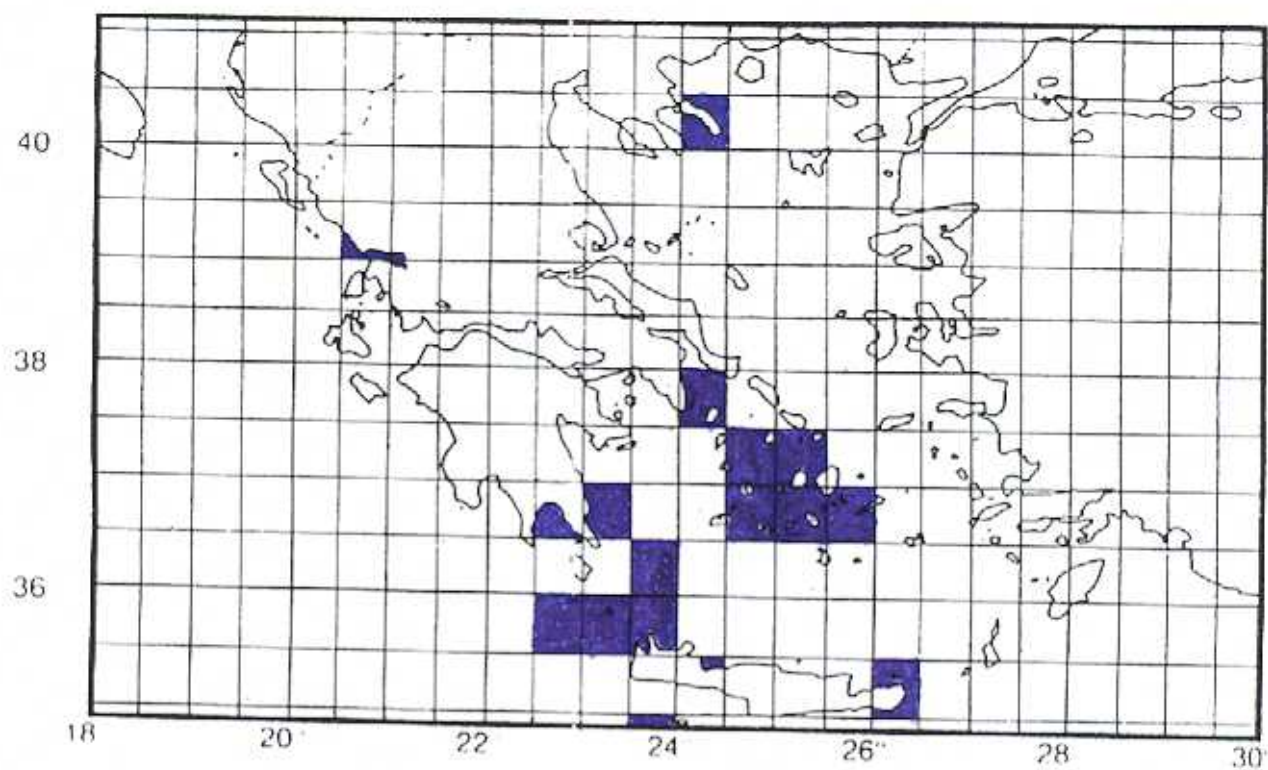


Figura 83. Registros del delfín mular en Grecia.

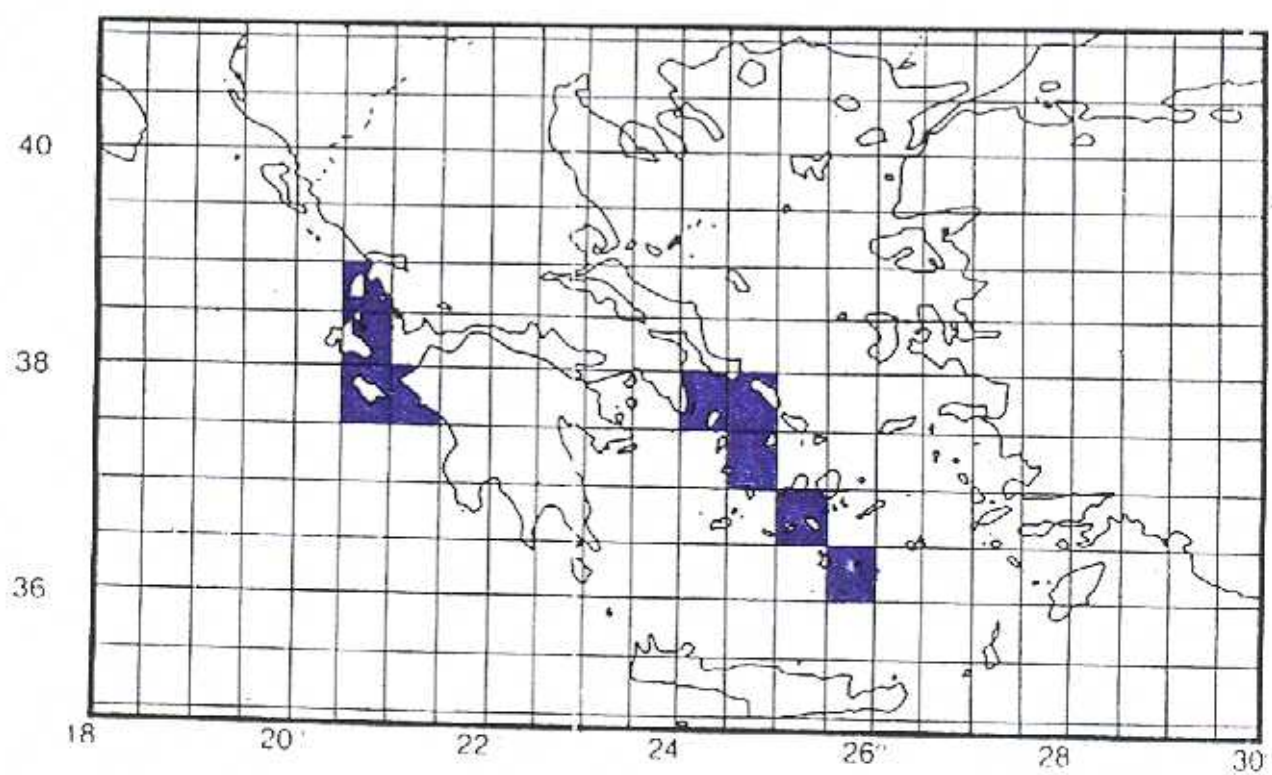


Figura 81. Registros del delfín común en Grecia.

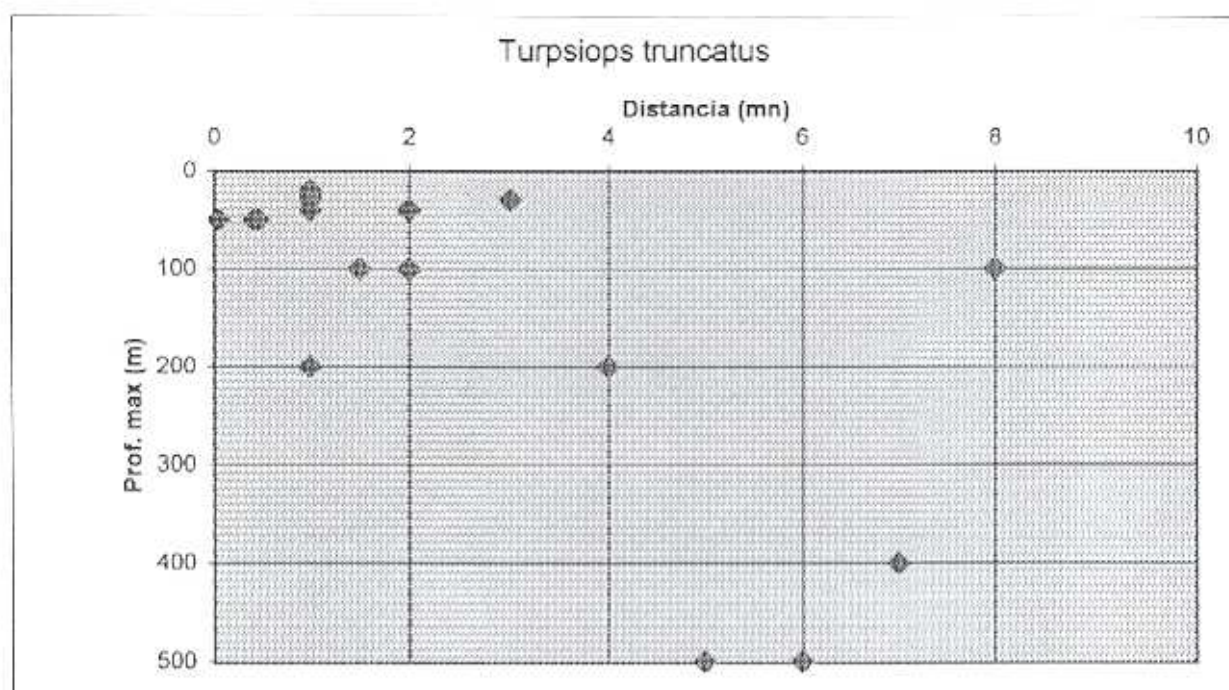


Figura 84. Reparto de las citas del delfín mular en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo.

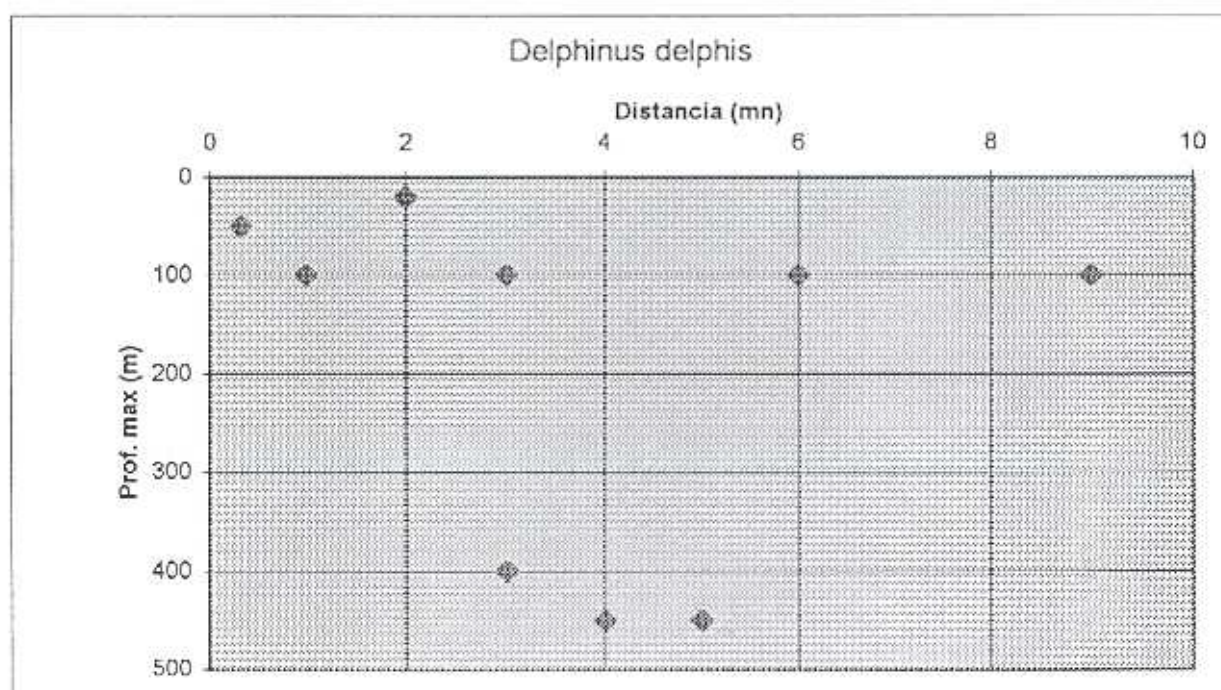


Figura 82. Reparto de las citas del delfín común en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo.

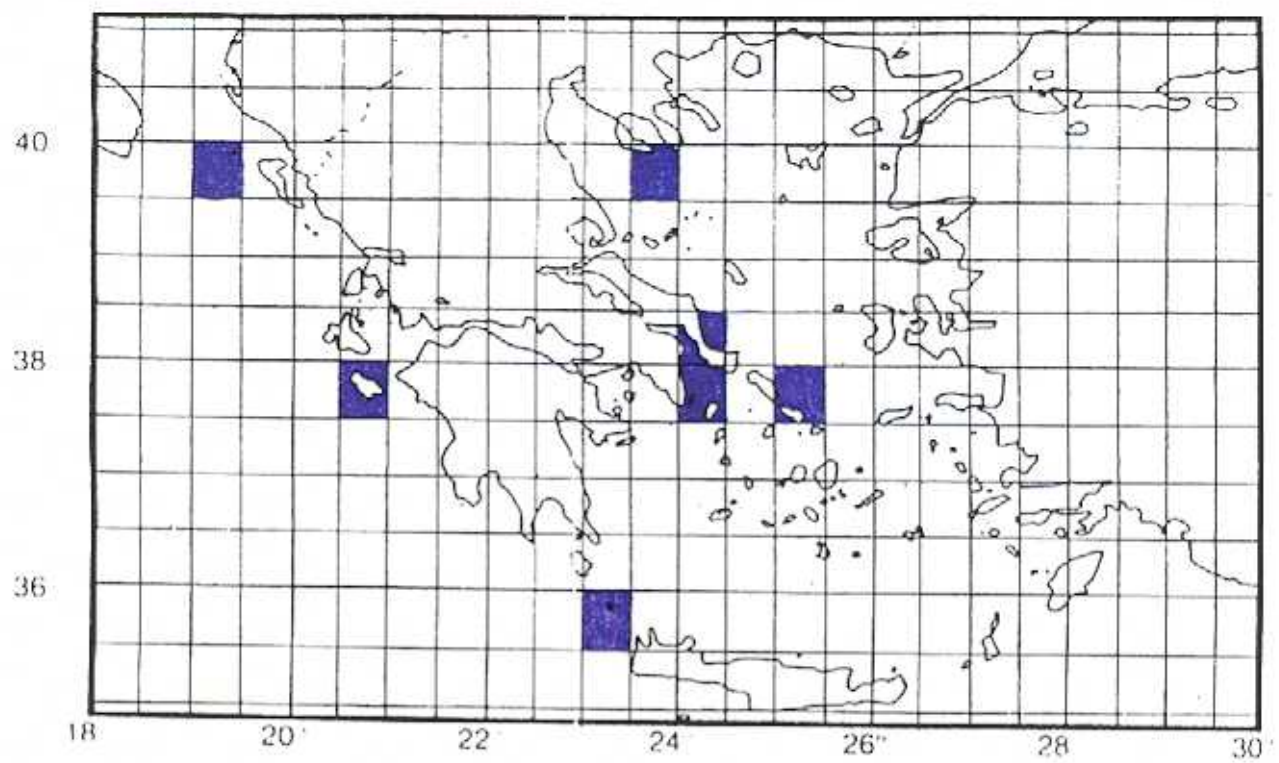


Figura 85. Registros del calderón gris en Grecia.

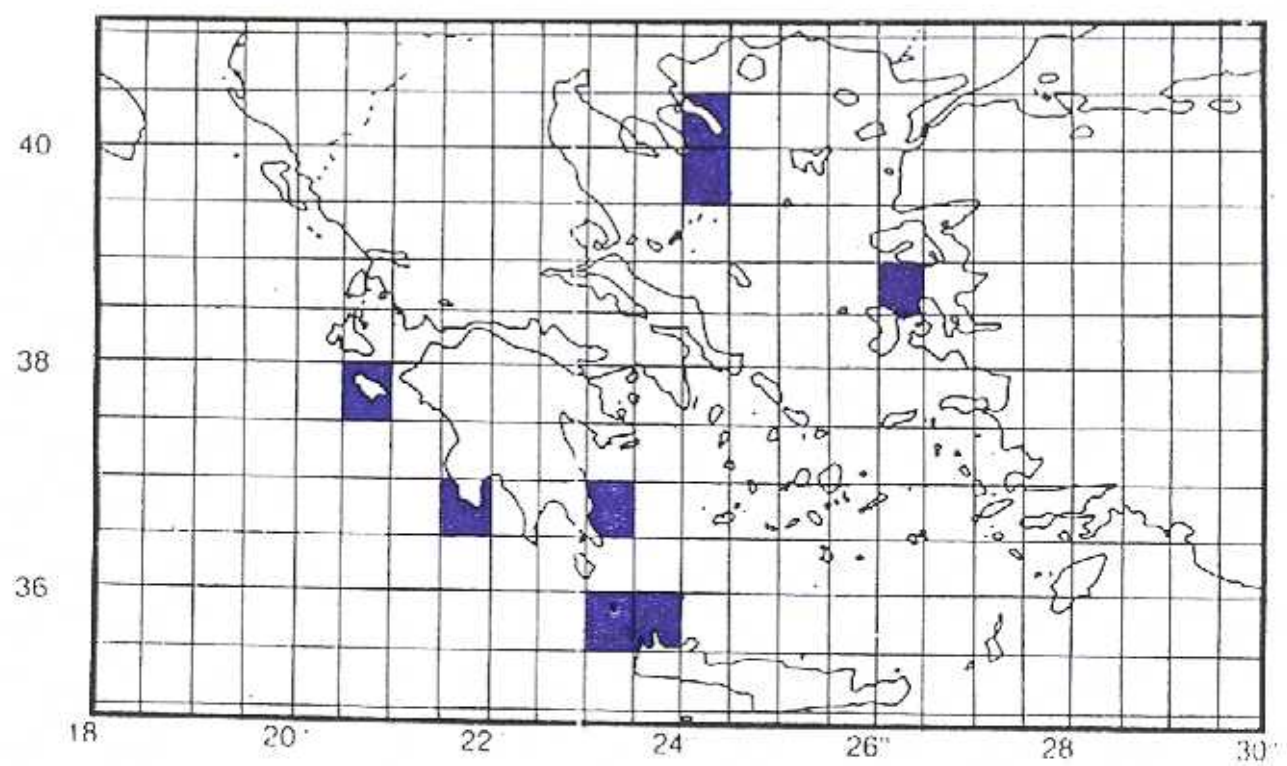


Figura 87. Registros de la orca bastarda o el calderón común en Grecia.

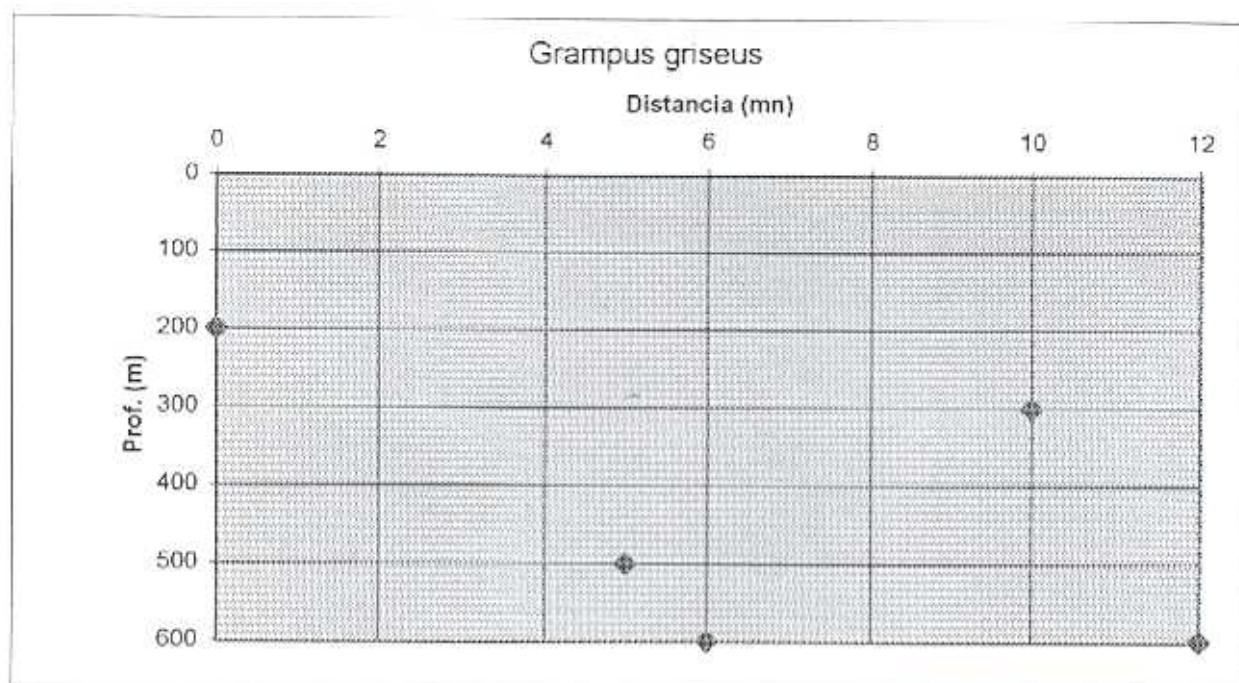


Figura 86. Reparto de las citas del calderón gris en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo.

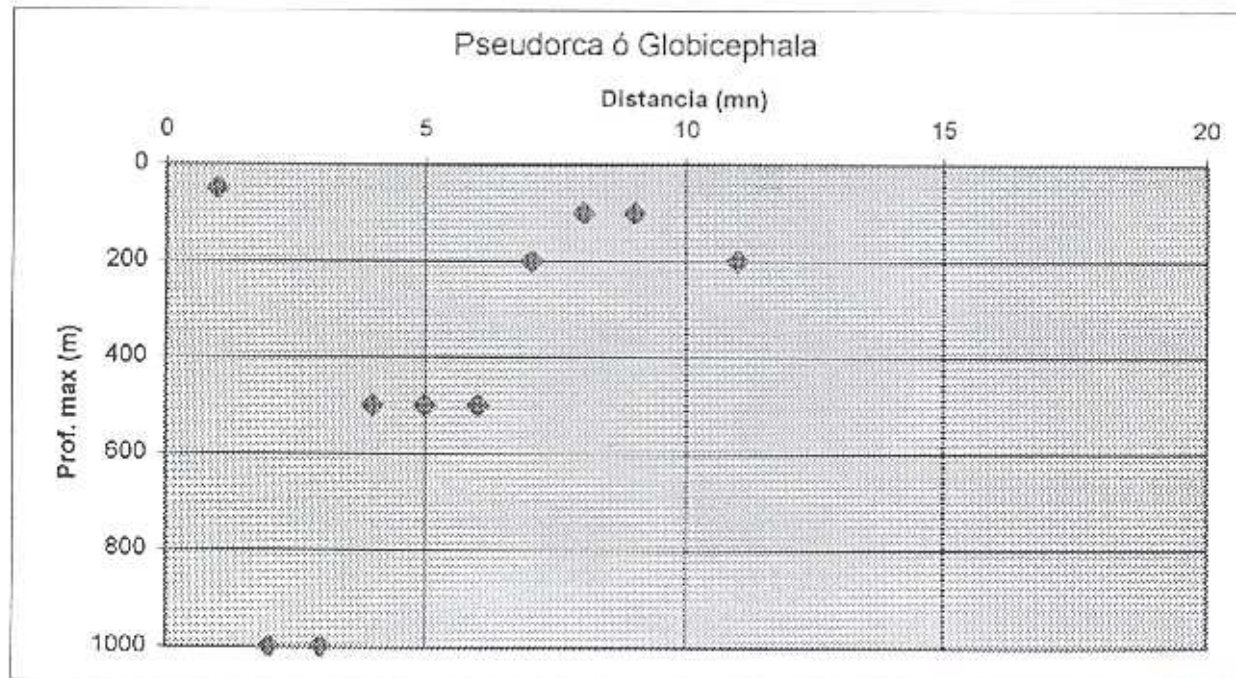


Figura 88. Reparto de las citas de la orca bastarda o el calderón común en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo.

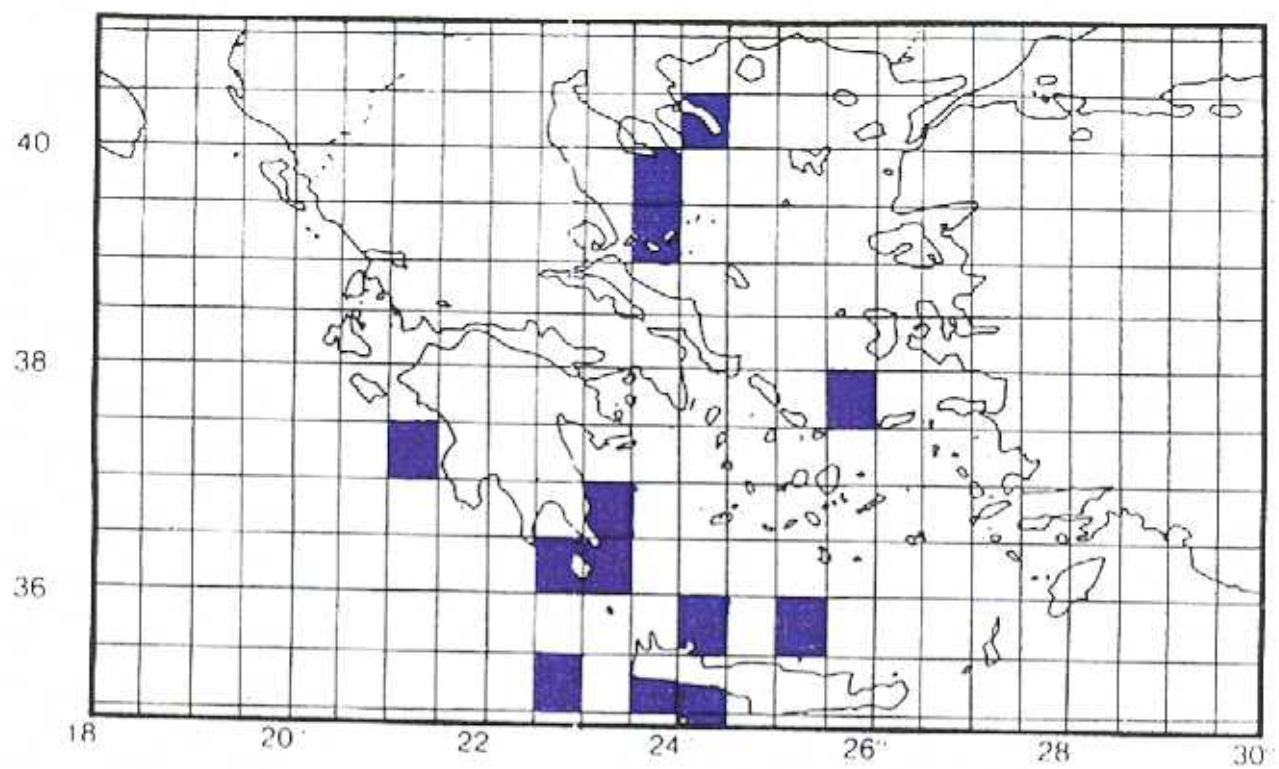


Figura 89. Registros del cachalote en Grecia.

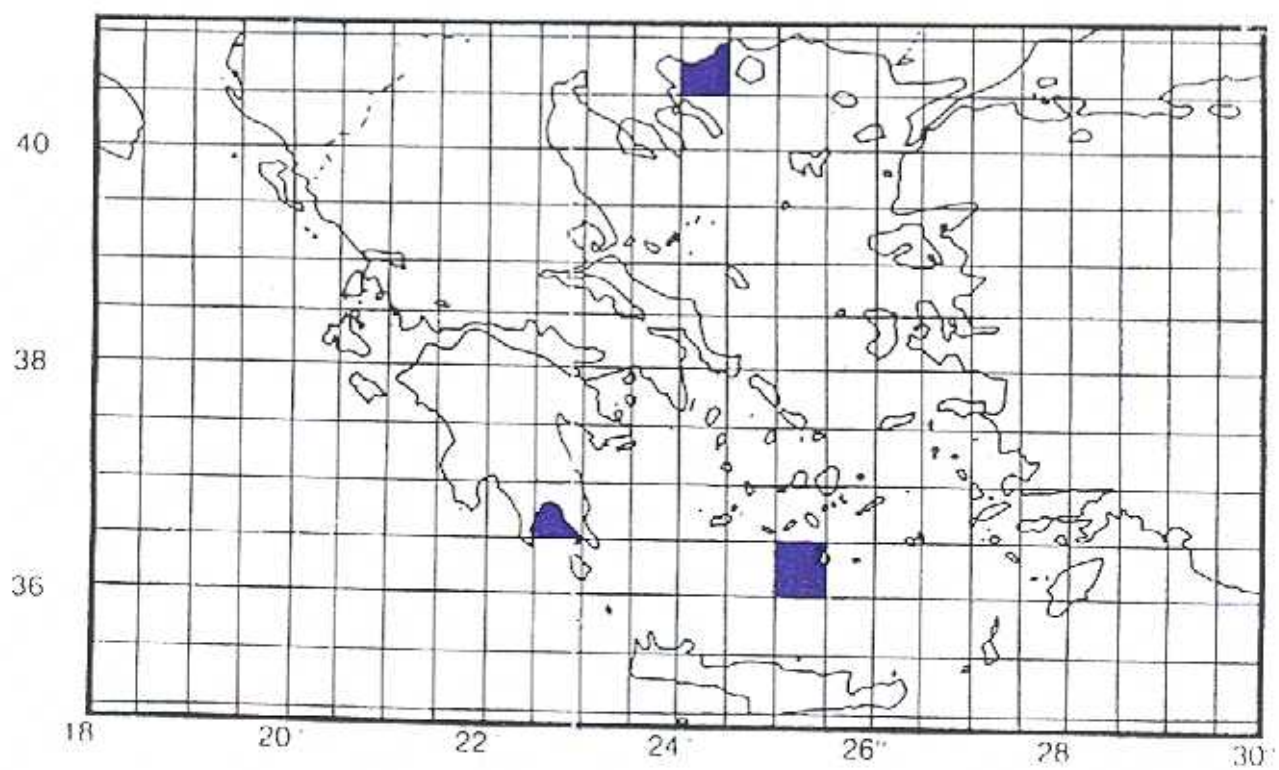


Figura 92. Registro del rorcual común.

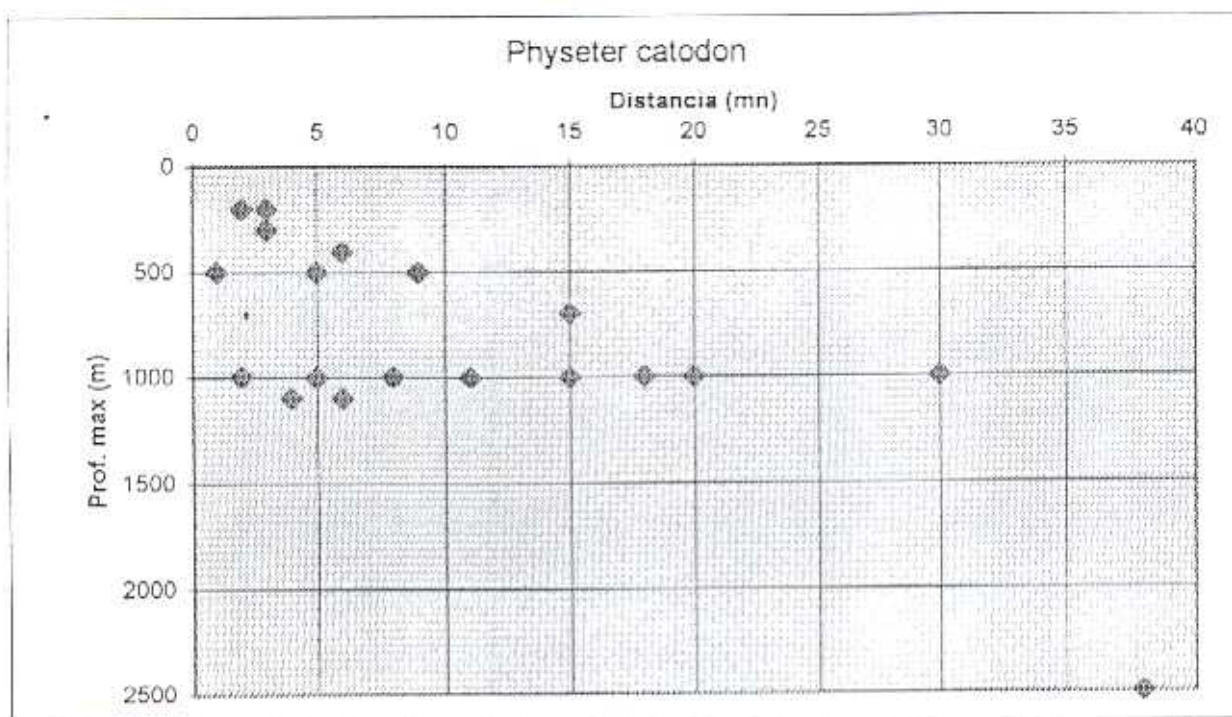


Figura 90. Reparto de las citas de cachalote en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo.

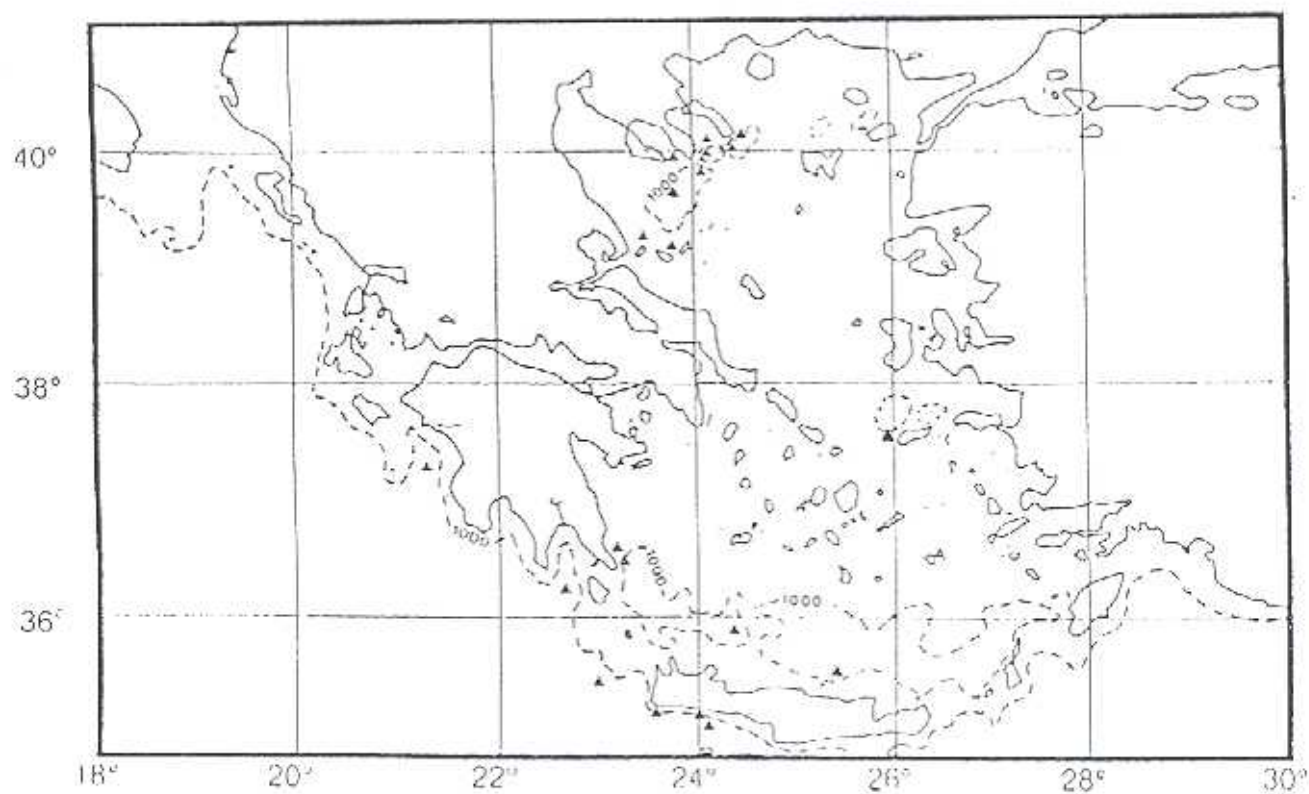


Figura 91. Registros de cachalote y curva de nivel de los 1000 metros de profundidad.

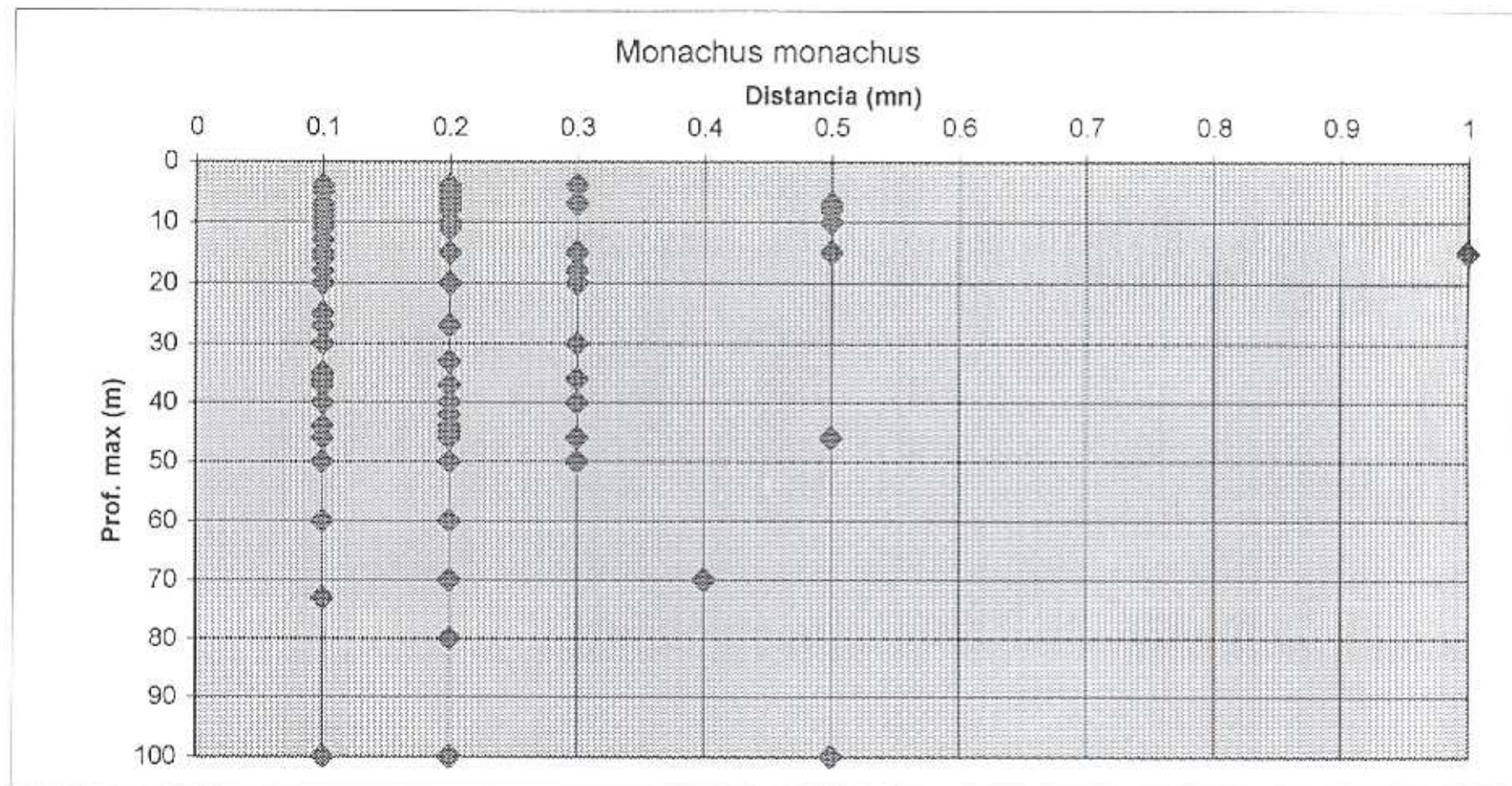


Figura 93. Reparto de las citas de la foca monje en relación con su distancia a la costa y profundidad del fondo.

5.1.3. Discusión

Relacionando nuestros resultados con lo hallado en la bibliografía tenemos que tanto el delfín listado como el delfín común son descritos como pelágicos (Evans 1987). Fabbri y Lauriano (1992) observan más frecuentemente la primera especie entre 800 y 1200 m. Politi et al (1992) lo citan a una profundidad media de 799 m y a una distancia de la costa de 11,2 mn en el Jónico de Grecia (N = 10). Su presencia tan cerca de la costa en nuestro caso puede estar influenciada por el relieve de los fondos griegos, con abundancia de costas abruptas desde las cuales se alcanzan rápidamente mas de 50 m de profundidad sin alejarse de ellas. Otro factor a considerar es que los grupos de juveniles se aproximan más a la costa que los grupos mixtos y de adultos (Klinowska 1991). Este delfín se vio además afectado durante buena parte del estudio por una epizootia de origen vírico (Cebrián 1995) que quizá haya afectado el comportamiento normal de los grupos.

El delfín listado posee además una dieta muy oportunista, como el delfín común, con grandes variaciones entre regiones (Evans 1987). Relini y Relini citan una relación inversa de abundancia de las dos especies, quizás debido a competencia por su dieta común (1993).

En el Atlántico nororiental esta última especie captura presas que habitan entre 100 y 200 m de profundidad (las cuales pueden ascender bastante durante la noche) (Evans 1987). En el mar de Liguria han sido extraídos crustáceos decápodos de sus estómagos que indican capacidades de buceo de un mínimo de 200 m y quizás hasta 450-500 m, donde estas presas son mas comunes (Relini y Relini 1992).

Politi et al (1992) lo observan en el Jónico heleno a una media de 167 m de profundidad y 1,2 nm de la costa (N = 6) y se sorprenden tanto de su frecuencia (es considerado una especie en regresión en el Mediterráneo) como de su sistemática presencia en aguas no profundas y próximas a la orilla. Pensamos que esta situación refleja lo hallado por nosotros, también en el Egeo.

Klinowska (1991) resalta la existencia de dos ecotipos el delfín mular: uno costero, el otro, aunque llamado de mar abierto, se puede encontrar presente

también en costas e islas oceánicas. Ambos ecotipos han sido hallados en todas las áreas donde se han efectuado estudios sistemáticos, estando el segundo adaptado a capacidades de buceo a mayor profundidad.

Politi et al. (1992) citan el delfín mular en el Jonico en áreas con 65 m de profundidad y 2,54 mn de tierra resaltando su carácter costero. Ferreccio et al (1992) lo observan entre 50 y 70 m en Cerdeña y concluyen que su presencia en estas zonas se asocia a la de los barcos arrastreros, a los cuales ven seguir en varias ocasiones. También Bearzi et al (1992) observan comportamiento de caza asociado a arrastreros en aguas croatas. Evans (1987) describe su dieta como variada, incluyendo desde ictiofauna pelágica a peces bentónicos costeros. También en esta especie, nuestros resultados parecen estar acordes con los requerimientos ecológicos hallados por otros.

El calderón gns es estudiado por Fabbri, Giordano y Lauriano (1992) en Liguria, que comprueban su mayor abundancia en áreas de profundidad menor de 1000 m. Asocian esto a la localización de sus presas, cefalópodos que habitan columnas de agua que van de 300 a 700 m. Carlini, Pulcini and Wurtz (1992) encuentran también algunas presas (*Loligo*, *Sepia*, y *Eledone*) habitantes de la plataforma continental en dos *Grampus* del Tirreno central. Bello (1992) comprueba también la presencia de presas neríticas en el Adriático suroeste y argumenta la posibilidad de que esta dieta pueda ser solo de individuos enfermos, que luego son mas fácilmente encontrados muertos y analizados. Los datos que poseemos hasta ahora coinciden con las profundidades a que se hallan sus principales presas.

Con referencia al calderón común Relini y Garibaldi (1992) encuentran en una hembra del mar de Liguria calamares que viven en la columna de agua de hasta 1000 m (*Todarodes sagittatus*) y 2000 m (*Histioteuthis elongata*). Klinowska (1991), en su libro rojo de los cetáceos, refiere la existencia de múltiples fuentes bibliográficas señalando la asociación geográfica entre el calderón común y los calamares que constituyen su dieta. Los datos que poseemos de los individuos gnegos que podrían ser de esta especie se ajustarían a esto, pues suelen estar en aguas con el fondo a más de 500 m. También la orca bastarda vive en aguas profundas, acercándose a la costa sólo en zonas con este tipo de fondos. Su alimentación la constituyen los cefalópodos y los grandes peces (Klinowska 1991).

El cachalote captura peces que habitan a más de 500 m de profundidad así como calamares gigantes, asociados a profundidades abisales (Evans 1987). Tiene el récord de buceo para los mamíferos, con 2250 m, registrado por medio de acústica pasiva, y 3195 m deducido de observaciones de campo y contenidos estomacales (Klinowska 1991). Nuestros registros lo asocian fuertemente a las zonas profundas. El hecho es muy conspicuo en el Egeo, dado lo delimitados que están los puntos con fondos a más de 1000 m. Ello podría ser una gran ventaja para iniciar estudios específicos del cachalote en este mar.

Para tener una comparación entre los nichos espaciales de los seis odontocetos, la distribución de las seis especies consideradas en relación con las magnitudes espaciales de su nicho ecológico, profundidad y distancia a la costa, ha sido representada en la figura 94.

Hay una clara ocupación de aguas de menos de 1000 m de profundidad y a distancias de la costa menores de 12 mn en los odontocetos de Grecia, es decir, justo en las aguas jurisdiccionales del país. Esto es importante a efectos legales de conservación, pues Grecia ha suscrito el Acuerdo Internacional para la Conservación de los Cetáceos de los mares Mediterráneo, Negro y Atlántico adyacente (Mónaco 1996). La concentración en la plataforma continental es notable para los pequeños delfines: *Delphinus*, *Stenella* y *Tursiops*.

La distribución del delfín listado parece más elástica que la del delfín común, siendo el resultado inicial más importante obtenido el que sus áreas de distribución no parecen coincidir ni en el Egeo ni en el Jónico. Este hecho está de acuerdo con la relación inversa de abundancia observada por Relini y Relini (1993).

La aparición en aguas costeras del delfín listado, considerado más pelágico, puede haber sido influida por la existencia de la epizootia que afectó a esta especie durante gran parte del período de estudio (Cebrián 1995). La presencia de individuos enfermos en el grupo podría mantenerlo mas cerca de la orilla de lo habitual en circunstancias normales (aunque los individuos claramente enfermos no fueron considerados en el estudio)

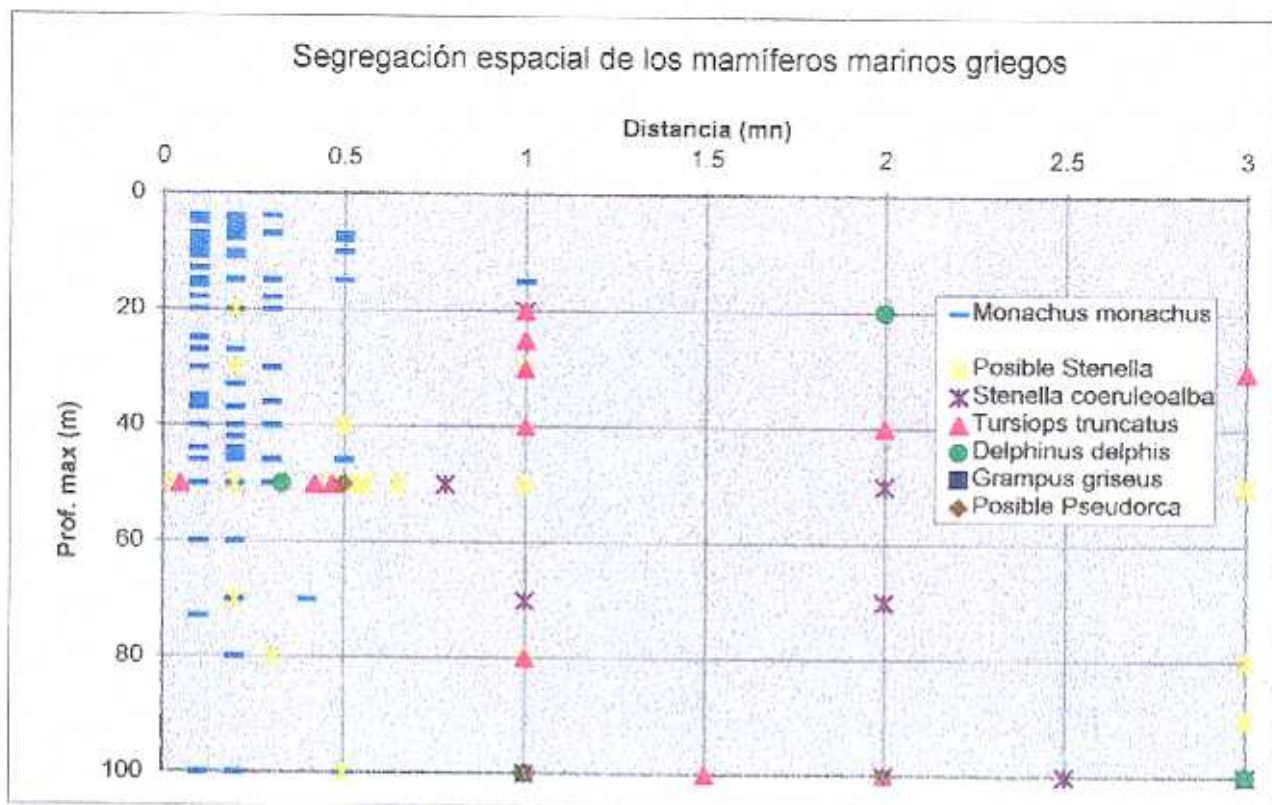


Figura 95. Comparación entre el nicho espacial de los mamíferos marinos griegos existentes en la plataforma continental.

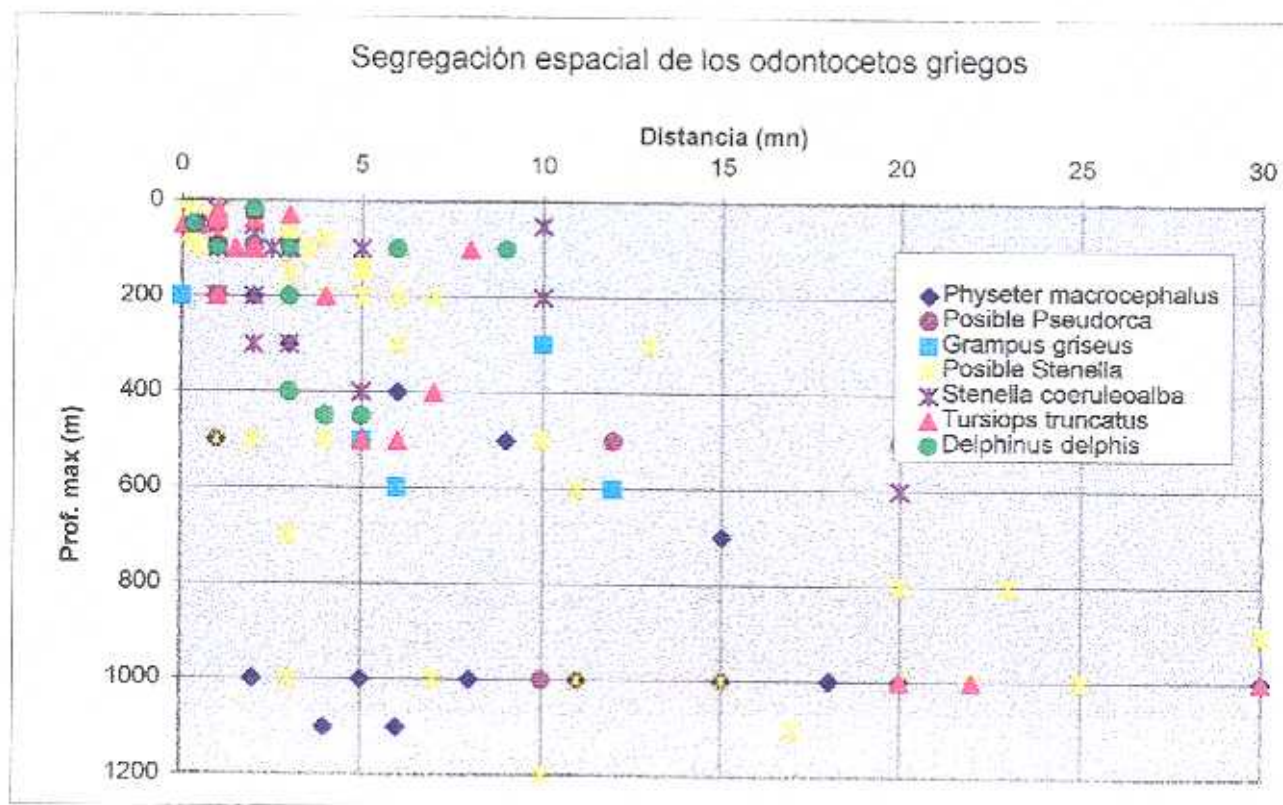


Figura 94. Comparación entre el nicho espacial de los odontocetos griegos.

La presencia de delfín mular parece mas influida por la proximidad a la costa que por la profundidad como sugieren sus registros mas extendidos en el eje de profundidad para distancias cortas a la orilla

Los calderones gnse y los cachalotes se hallan sobre todo fuera de la plataforma continental, extendiéndose los últimos principalmente a profundidades dos veces la de los primeros y a distancias de la orilla mucho mayores.

El cetáceo que podría tratarse bien de calderón común, bien de orca bastarda, muestra una localización intermedia entre todos los anteriores, con cierta presencia en la plataforma continental externa y a mayores profundidades de hasta 1300 m.

Para discutir la relación espacial entre estas especies y la foca monje, se muestra en la figura 95 el registro de observaciones de todos los mamíferos marinos entre la orilla y las zonas a 100 m de profundidad hasta a 3 mn de la costa.

Sólo el delfín mular parece encontrarse, con seguridad, en la franja espacial más frecuentada por la foca monje. Los delfines considerados posiblemente listados alcanzan también esta zona pero, como ya se citó, este hecho pudo generarlo la epidemia que diezmo a este delfín en el período en que se registraron sus datos, pues la especie es eminentemente pelágica. También el delfín común aparece en la franja de aguas poco profundas pese a los pocos datos para este cetáceo

Si atendemos además a la dieta de los tres delfines, sería el mular la especie que podría competir tróficamente con la foca debido a la inclusión en su dieta de especies bentónicas costeras (Evans 1987) El delfín común y el listado se alimentan principalmente de peces pelágicos y calamares, por lo que la posibilidad de competencia debería ser baja.

No obstante, el principal efecto competidor que parecen ejercer los delfines es indirecto. Estas especies dañan también las redes de los pescadores, los cuales consideran este efecto de forma global, independientemente de la especie causante del destrozo. Como consecuencia, algunos de ellos matan indistintamente

cualquier mamífero marino, independientemente de la especie causante del daño. A mayores daños, mayor es el peligro para las focas de ser matadas, sin considerar que los daños por su causa sean nulos o no en esa zona. Para analizar este fenómeno pasaremos al siguiente capítulo.

5.2. Interacciones de la foca monje con el hombre

5.2.1 Impacto de la foca monje en las artes de pesca

Las interacciones entre las focas y los trasmallos de los pescadores griegos son tradicionalmente muy exageradas por estos, cuando no se les pregunta de forma regular. No ocurre así con los daños a las artes de cerco o de arrastre, para las cuales la respuesta general es que la foca muy raras veces las ataca. Lo que sí es un hecho es que las focas rompen trasmallos en Grecia con cierta frecuencia. Para cuantificar el fenómeno hemos realizado el siguiente estudio.

Comenzando con el tipo de artes afectados por la foca, se podría afirmar de manera general que la especie interactúa con artes de pesca estáticas. Existen no obstante excepciones: un juvenil fue atrapado el 4/03/91 en una red de arrastre costero en el Peloponeso, frente a la isla de Speches, y liberado sin daños. Un pescador del noreste de Zákintos ha matado a tiros al menos a dos focas atrapadas en su red de arrastre costero, un macho adulto en el invierno de 1992 y otro individuo de edad desconocida en el invierno de 1994. La primera fue atrapada junto a un juvenil que logró escapar por un agujero abierto en el saco de la red.

Cada vez que captura un pez atrapado en un trasmallo, la foca produce tres agujeros en la red, uno en el lugar donde se encuentra el pescado y otros dos, más pequeños, a ambos lados y ligeramente más abajo en el paño. Esto se explica porque el animal se agarra al trasmallo en posición vertical utilizando las patas delanteras a modo de manos, pues estas conservan aún esta cualidad en la especie a pesar de que los dedos estén unidos. Estos agujeros son normalmente de un tamaño remendable por el pescador. Tenemos múltiples informaciones de pescadores que describen cómo la foca arranca los peces de la red y los deja caer al fondo para comerlos después.

Los ahogamientos de focas en redes no serán tratados aquí, pues son analizados en el capítulo de mortalidad

Las focas comen también peces atrapados en palangres. Los informes obtenidos afirman en general que este pinnípedo come sólo el cuerpo, dejando la cabeza del pescado enganchada al sedal, aunque existen dos citas del animal comiéndose el pez junto con el anzuelo. En una de ellas, un juvenil fue capturado con el palangre en el noreste de Naxos en septiembre de 1991, tras subirlo a bordo cortaron el sedal y lo liberaron con el anzuelo. No se registró después ninguna muerte de foca en la zona en ese período.

En cuanto al Adriático, los pescadores dálmatas entrevistados en 1995 afirmaron que no recordaban daños de focas en sus trasmallos pero sí en sus nasas de caña, las cuales eran destruidas por las focas aplastándolas contra el fondo con la masa de su cuerpo. Los únicos daños en redes registrados en Croacia durante nuestro estudio fueron causados posiblemente por un juvenil divagante en la zona en 1993, el cual creemos que era un animal jónico en dispersión

Parece que el aprendizaje puede jugar un papel importante en esta interacción de la especie. Así, registramos varias citas de crías comiendo junto con adultos de las redes, una de ellas incluyendo dos crías con varios adultos, observadas unas 6 horas después por nosotros reposando (con dos hembras y un adulto blanco) en una cueva del SW de Zákintos, frente al lugar donde se había calado la red. Otra cría fue vista varias veces junto a un adulto comiendo de las redes en la bahía de la isla de Milos

Para cuantificar el grado de las interacciones con trasmallos se recogieron datos de actividad pesquera diaria en los puertos de A. Sostis y Limni Kerou, en la isla de Zákintos, los cuales faenan en las costas Sur y Oeste de la isla, así como en la gran bahía de Laganás. Para comparar estos daños con los producidos por delfines, se estudió también la interacción de estos con redes en la misma zona. Exponemos a continuación los resultados obtenidos sobre estos puntos

Relación entre daños en las redes y número de salidas a faenar

Como ya se mencionó en el apartado de métodos, para estudiar la magnitud de esta interacción fueron considerados sólo los pesqueros para los cuales se habían registrado más del 50% de sus salidas al mar en un mes. Estos pesqueros utilizan trasmallos y también sedales con anzuelos unidos a boyas.

De 1632 salidas a faenar los pesqueros de Zákintos sufrieron daños en sus redes en 81 ocasiones. Eso nos da un balance de un 4,96% de daños (Tabla 22). Es destacable en los resultados que 48 de estas salidas con daños lo fueron a las costas Sur y Oeste de la isla, que son acantilados rocosos. A pesar de efectuarse en esa zona aproximadamente la mitad de faenas que en la bahía, se produce una mayor proporción de daños, del 8,53% (Tabla 22). Este punto se desarrolla en detalle en el apartado siguiente.

Cabe preguntarse en qué grado la foca es realmente responsable de esos daños a redes. Aparte de lo característico de los agujeros producidos normalmente por ésta, se comprobó que en el 65,6% de los casos en que el pescador se encontró su red dañada, había podido observar a una o más focas en la proximidad de la red. Este valor oscila entre el 80% (bahía) y el 100% (acantilados) para el caso de los delfines. Los delfines acostumbran capturar el pez atravesando por completo la red, causando destrozos de gran extensión en ella fácilmente distinguibles de los de foca. Son además irreparables. Los ataques de delfines suelen ser en grupos a veces numerosos, y por ello son observados casi siempre que entran en la bahía (sólo en ocho casos sin dañar las redes), mientras que los de focas parecen ser causados normalmente por individuos solitarios, según se recoge de los informes de los pescadores.

Los delfines produjeron daños en las redes en un 6,2% de los casos, con la misma incidencia en los acantilados al oeste de la isla y en la bahía. Si bien la cifra no es notablemente superior a la obtenida con las focas sí lo es la cuantía de los daños infligidos en cada red, debido a lo arriba indicado. Este porcentaje similar en los dos hábitats apoya el hecho de que no hay una población residente de delfines en una zona concreta de la isla.

Tabla 22 Balance de caladas de trasmallos y daños a redes en Zákintos entre invierno de 1990 y verano de 1993

Evento	Total	%
caladas totales	1632	
daño de foca	81	4,96
avistamiento de foca	53	3,25
daño de delfín	101	6,19
avistamiento de delfín	101	6,19
caladas en costa oeste	563	
daño de foca	48	8,53
avistamiento de foca	31	5,51
daño de delfín	34	6,04
avistamiento de delfín	27	4,8
caladas en bahía	1069	
daño de foca	33	3,1
avistamiento de foca	22	2,06
daño de delfín	67	6,27
avistamiento de delfín	74	6,92

Con el fin de ver en qué grado los daños están influidos por la densidad de redes disponibles hemos calculado los coeficientes de correlación r para daños de las dos especies y las caladas. La asociación existente entre la cantidad de daños producidos y las redes disponibles en ambas especies, es patente en los delfines ($r = 0,8$, $p < 0,001$, $n = 12$) y ligera en las focas ($r = 0,6$, $p < 0,05$, $n = 12$). Esto podría ser explicado por la capacidad ecolocalizadora del delfín que puede encontrar con mayor eficacia que la foca una red con peces atrapados en ella.

Los lugares donde se calaron las redes y los daños sufridos en su caso fueron registrados sobre el mapa de la isla y se muestran en las figuras 96 a 98, separados conforme a las estaciones del año

La pesca con trasmallos en la costa oeste lleva aparejado un nivel de daños por focas del 8,53%, el cual contrasta con el 3,1% de daños en la bahía de Laganás (Tabla 22). Sólo a partir del otoño de 1992 los daños en la bahía superan a los de los acantilados (Figura 97)

Como demuestran los datos del seguimiento de cuevas, la especie estuvo habitando ese otoño e invierno las cuevas S17 y S22, situadas la primera en el extremo sur de la bahía y la segunda en el islote Marazonisi, frente a la S17. La cueva S22 había estado ocupada también en los dos inviernos anteriores. Una hembra o un macho subadulto la frecuentó el invierno de 1991-92. Dos descripciones que los pescadores hicieron del animal que les rompía las redes, coincidían con esta foca, (fotografiada por nosotros en Marazonisi) pues estaba mudando y los contrastes de colores eran muy conspicuos. Todos los daños en la bahía de estos otoños e inviernos, excepto dos, ocurrieron cerca de esa isla o de los acantilados frente a ella, lo que nos indica que los animales responsables estaban usando refugios no alejados de ellas, y estaban campeando en la zona sur de la bahía.

Cuatro de los diez daños registrados en primavera y verano en la bahía a lo largo del trienio no llevan aparejada la ocupación de cuevas en ella. En primavera y verano de 1993, es frecuentada la cueva SE7, localizada en la parte oeste de la bahía. En ese año se producen seis daños en el este y tres junto a Marazonisi. Pensamos que podrían reflejar la aparición de jóvenes en dispersión, pues en esa época han superado los seis meses de edad

Se encuentra una asociación con la proximidad a las cuevas usadas por la foca en la isla, hecho muy patente en el verano de 1991 (Figura 96) en que gran número de ataques a redes ocurrieron cerca de las cuevas de cría del sector SW.

Como la tabla 22 muestra, de las 563 caladas efectuadas en la costa oeste de la isla, se produjeron daños en 48 (8,53%) Mientras que de las 1069 caladas efectuadas en la bahía de Laganás, los daños ocurrieron en 33 casos (3,1%) Como caso extremo tenemos el citado verano de 1991, cuando el 25% de las caladas en la costa oeste sufrieron daños mientras que el único daño en la bahía ocurrió en su extremo occidental. Aunque excluyéramos de nuestros datos este verano excepcional con gran número de daños, los resultados totales en esa costa seguirían exactamente doblando a los de la bahía

Para estimar el efecto de la distancia a cuevas ocupadas sobre la frecuencia de daños hemos construido una tabla de contingencia en la que se han diferenciado cuatro fajas contiguas imaginarias de 5 millas náuticas de línea costera cada una. La primera posee cuevas visitadas por focas, y las otras se alejan secuencialmente de ella

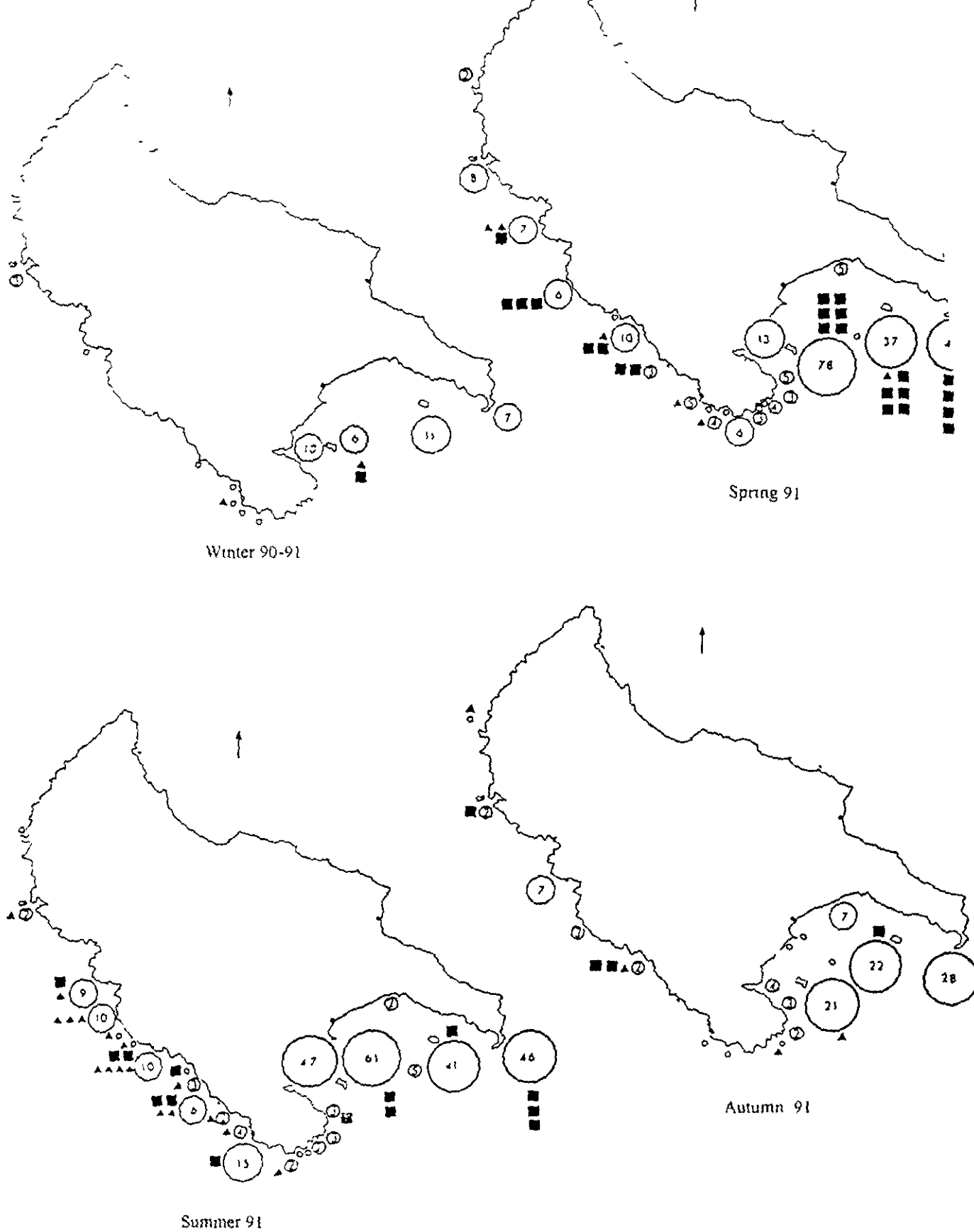


Figura 96. Número de caladas de trasmallos (○), caladas con daños de focas (▲) y de delfín (■) en Zákintos

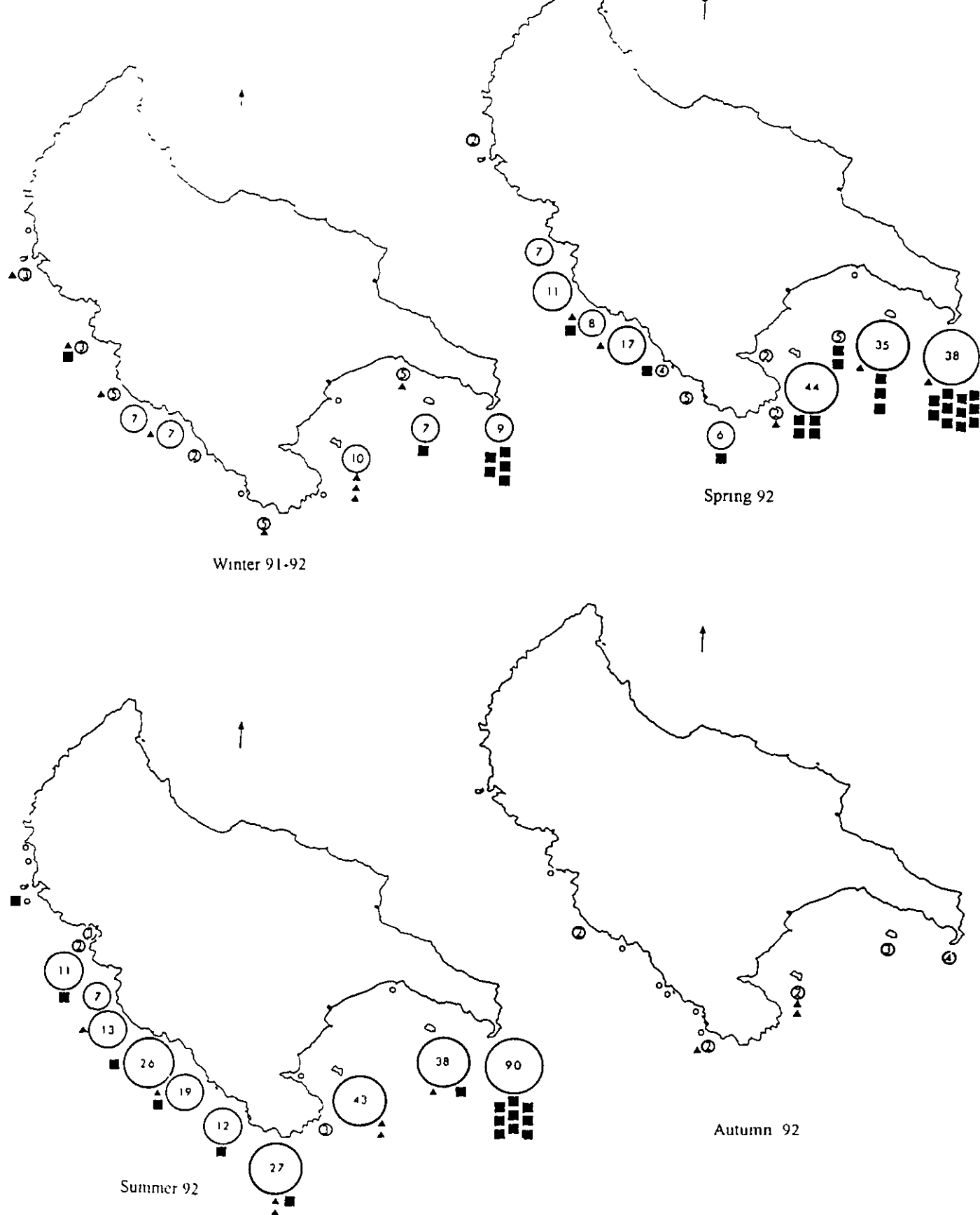


Figura 97 Número de caladas de trasmallos (○), caladas con daños de focas (▲) y de delfín (■) en Zákintos.

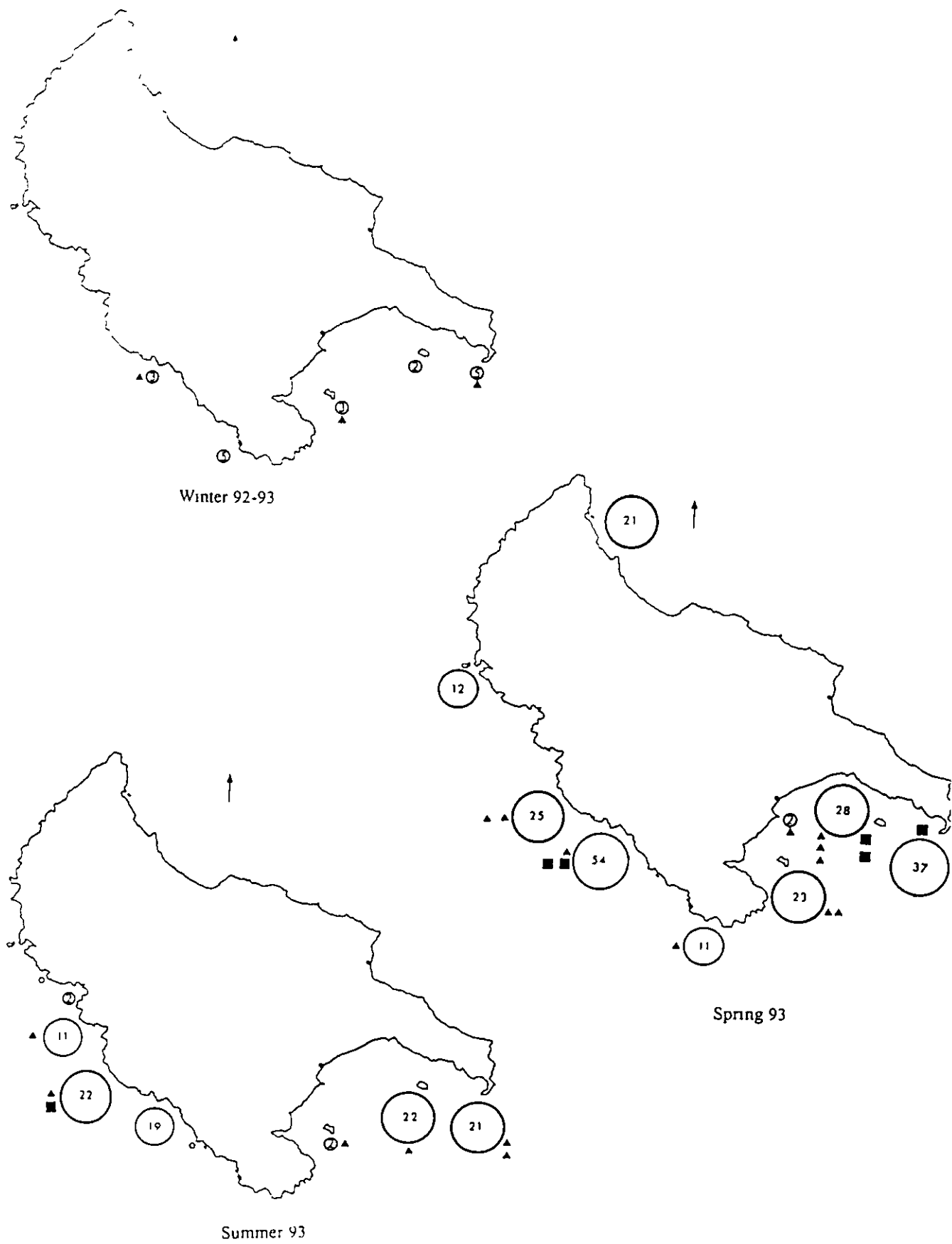


Figura 98. Número de caladas de trasmallos (O), caladas con daños de focas (▲) y de delfín (■) en Zákintos.

Para construir la más alejada de estas cuatro fajas imaginarias de línea costera hemos usado los datos de la mitad este de la bahía, pertenecientes a las épocas en que en la mitad oeste no residieron focas. Las cuevas ocupadas estarían así a un mínimo de entre 10 y 15 mn de una red dañada aquí.

Junto a esa faja consideramos la mitad oeste de la bahía, pero sin incluir los valores de caladas y daños ocurridos en épocas en que residieron focas en esta faja (lo que sucedió en todos los inviernos, en otoño de 1992, y en primavera y verano de 1993). Una red dañada aquí estaría separada entre 5 y 10 mn de la cueva habitada más cercana.

La faja contigua a la de cuevas ocupadas por focas incluye todos los datos de la zona de costa entre la cueva ocupada más sureña de la costa oeste y el cabo sur de la isla, que está a 5 mn de esa cueva, así como los datos de la bahía este pertenecientes a épocas en que la bahía oeste (contigua) tuvo focas en sus cuevas. Una red dañada aquí se hallaría entre pocos metros y 5 mn de la cueva ocupada más cercana.

La faja con cuevas ocupadas por focas encuadra todos los datos de la costa oeste de la isla desde su cueva ocupada más sureña hasta 5 mn al norte de ella, lo que engloba todas las cuevas usadas y monitorizadas por nosotros en el suroeste de la isla. Se excluyen los datos a más de 5 mn al norte de esa cueva. En esta faja se incluyen además los datos provenientes de la bahía oeste para las épocas en que tuvo cuevas ocupadas por focas. Una red rota en este sector estaría siempre como máximo a 2 mn de alguna de las cuevas ocupadas y muy probablemente a menor distancia.

Sobre la tabla de contingencia resultante (Tabla 23) efectuamos un test G de independencia con la hipótesis nula de que los daños son independientes de la faja en que se encuentran.

El resultado ($G=25,54 > X^2_{(0,05;3)}$) es significativo, demostrando que los daños no son independientes de las zonas, y por tanto se hacen menores conforme nos alejamos hasta 15 mn de una cueva ocupada. Así, la frecuencia de daños según nos alejamos sería respectivamente de 10,56%; 7%, 3,2%; 1%.

Tabla 23 Tabla de contingencia de daños a redes en una costa habitada por focas en Zakintos en función de la distancia.

Franja costera	ocupada (A)	0 a 5mn de A	5 a 10mn de A	10 a 15 mn de A
<i>daño</i>	36	23	12	5
<i>no daño</i>	305	304	361	469

- Esto nos sugiere que las focas predan de las redes que encuentran en sus campeos habituales de manera fortuita, pues si las buscaran predarían de ellas en mayor proporción en zonas alejadas y, dada su inteligencia, aprenderían a buscarlas en la bahía, donde son mucho más abundantes

La proporción de daños nos daría una aproximación teórica a la probabilidad de que una foca campee a las distancias citadas de su zona de cuevas ocupadas. Así, considerando un 100% en el sector de residencia, podríamos suponer que tenemos sólo un 10% de probabilidad de hallar una foca a una distancia de entre 10 y 15 mn de su cueva

Considerando lo arriba expuesto parece que las focas interaccionan principalmente con trasmallos situados a no más de 5 mn de sus cuevas, los cuales no buscan activamente pero de los que comen si los encuentran casualmente antes de haber llenado sus estómagos

Las 81 redes predadas en la muestra en tres años (un promedio de 2,1 redes/mes) no permitirían cubrir ni un mínimo porcentaje de las necesidades energéticas de la población estudiada. La media anual de capturas de peces con trasmallos en nuestro estudio de pesquerías en Esporadas fue de 3367 Kg/barco, lo que supone 9,250 Kg/día, capturados en varios Km de trasmallo. Suponiendo un nivel de capturas similar en Zakintos (siendo muy optimistas) tendríamos un consumo mensual de pescado tomado de las redes por las focas equivalentes a 19,425 Kg/mes, sólo en el caso de que las focas comieran todos los peces de todo el recorrido del trasmallo, cosa que no parece ocurrir. Ello nos hace dudar que los pinnípedos pudieran buscar redes para predar de ellas como reacción a una

disminución de las presas. La energía necesaria para el campeo en busca de redes (por el momento mucho más escasas que los peces) no se vería compensada por la obtenida al preda la red. Las consideramos mucho más eficaces que los estaticos trasmallos capturando peces en situación de baja densidad.

Implicaciones fenológicas de los daños

En la figura 99 se muestra el porcentaje de daños infligidos a las redes por delfines y focas en cada estación durante todo el período de estudio.

La principal diferencia observada entre las dos especies es el mínimo de daños producido por las focas en primavera, mientras que existe un máximo para los delfines en esa época. Este mínimo en primavera podría asociarse al hecho de que el grueso de la población está mudando y, probablemente, ayunando. Dado que los delfines no parecen residir en la isla, su máximo en primavera podría explicarse por una mayor presencia en esa época y no necesariamente por una mayor actividad predatoria con relación a otras estaciones.

La visión de un máximo en invierno para las focas sugiere que los ataques son más frecuentes en la época en que estas son observadas en grupos con crías. Sin embargo, esto podría ser un artefacto creado por el hecho de que las cifras absolutas de daños por estación son siempre muy bajas ($X = 6,75$, d.t. $= 4,15$, $n=12$) mientras que las caladas en invierno son cinco veces menores que en primavera y verano. Estas oscilaciones típicas de la actividad pesquera costera podrían facilitar que los daños invernales, producidos a las pocas redes caladas, resultaran por azar proporcionalmente mucho mayores que los de otras estaciones, en las cuales los daños se ven comparados con una mucho mayor cifra de caladas.

5.2.2 Discusión

Sería necesaria una mayor serie de años para consolidar resultados. El quinquenio inicialmente previsto no pudo ser completado por nosotros. Los datos de los dos siguientes años colectados por otros autores, aunque nos fueran facilitados, no podrían ser utilizados para aclarar esa duda, debido a la baja cifra de datos y el sesgo que parecen presentar. Así la continuación de la investigación tras

septiembre de 1993 presenta unos resultados notablemente diferentes de los nuestros. Se registra un porcentaje de daños producidos por las focas en las redes de 18,1% entre octubre de 1993 y diciembre de 1994. Este valor es aún mayor entre enero y diciembre de 1995, (21,7%). Se sugiere como explicación que una adaptación de las focas a atacar más redes puede representar una respuesta inteligente a la disminución de presas. Se concluye en ese estudio que el aumento de daños puede deberse a un empobrecimiento de la densidad de presas en la zona y que las quejas de los pescadores están plenamente justificadas, dada la alta proporción de daños (Carabellas 1996).

Aunque respetando el trabajo hecho con posterioridad a nosotros, debe ponerse énfasis en el hecho de que en ese estudio se utiliza una muestra de sólo 120 y 171 salidas a faenar respectivamente (Carabellas 1995, 1996), a pesar de que el período de estudio es de 27 meses. Ello nos indica un registro de menos de 11 salidas al mes, constándonos que la actividad pesquera en la zona no ha disminuido. La difusión de resultados obtenidos en esas condiciones puede llegar a ser una amenaza adicional para el futuro de la especie, pues se justifica socialmente la matanza de animales por parte de los pescadores, al tiempo que sugiere indirectamente a las autoridades la imposibilidad de soluciones prácticas que compensen los altos daños infligidos.

Además, otro hecho fundamental a tener en cuenta para poder sacar conclusiones en investigaciones de esta índole, son los factores sociológicos involucrados. Los pescadores con los que se hace este tipo de trabajos invariablemente tienden a informar de cada vez que las focas les rompen redes, pero no así del gran número de faenas en las cuales no sufren ningún daño. Por ejemplo, datos de 80 salidas rechazados a lo largo de nuestro estudio por no ser fiables, al no darse información exacta de la localización de las redes, daban en su conjunto un porcentaje de daños del 28,75%.

Otros autores (Panou et al. 1993) estudiando los daños a redes en el Jónico central obtuvieron un valor del 7,3% de daños producidos por focas en un total de 1864 caladas durante 15 meses, hechas principalmente muy cerca de una zona ocupada por los animales. Es evidente que el seguimiento táctico del mayor número posible de salidas de cada barco concreto es necesario para evitar un

sesgo artificial provocado por el no registro de faenas sin daños. De ahí que en nuestro estudio se hayan desechado también los datos de pesqueros para los cuales no habíamos podido registrar más de la mitad de sus salidas al mar, aunque estos tuvieran daños causados por focas

5.2.3 Impacto humano sobre la foca monje

5.2.3.1 Tráfico de embarcaciones en el hábitat de la especie

Zákintos es una de las islas más turísticas de Grecia. Este factor se refleja también en la presencia humana a lo largo de los acantilados rocosos, donde las focas tienen sus refugios. Considerando que este factor puede sin duda jugar un papel importante en el uso del hábitat por la especie, se registraron todos los barcos observados durante los chequeos de cuevas en Zákintos. Las embarcaciones se agruparon por categorías y actividades.

Las categorías definidas fueron las siguientes:

Ferry (FE) navío de línea para el transporte de pasajeros entre islas o al continente

Carguero (CS) navío para el transporte de carga

Barco de ruta turística (TB) navío de tamaño medio destinado a rutas turísticas alrededor de la isla de un día de duración. Transportan más de veinte pasajeros. Hacen paradas junto a cuevas y pasadas muy cercanas a los acantilados.

Barco charter (CHB) barco de menos de 15 m de eslora, normalmente un pesquero de madera, adaptado para el transporte de menos de veinte turistas. Visitan las cuevas marinas e incluso entran en ellas. No suelen recorrer toda la isla, pues son incómodos para el turista.

Velero (Y) yate de crucero de propulsión a vela, con cabina que permite pernoctar en él.

Crucero (MC) yate de crucero a motor de más de 5 m de largo, usualmente con cabina que permite pernoctar en él.

Lancha de goma (Y) lancha rápida de goma con o sin quilla rígida.

Lancha rápida (SP) lancha menor de 5 m capaz de navegar a más de 15 nudos.

Bote a motor (MB) bote con motor de menos de 10 Hp. Es un bote lento que se puede alquilar localmente sin licencia de patrón.

Pesquero (FB) barco de pesca profesional. Casi todos los pesqueros de la isla son naves de madera entre 8 y 15 m de eslora.

El número de barcos registrado por hora de estancia en el mar a lo largo del año se muestra en la figura 100. Es claramente sensible la diferencia entre el verano y todas las otras estaciones de la muestra. El tráfico puede aumentar más

de siete veces de invierno a verano en la muestra estudiada. El tráfico de primavera es ligeramente mayor que el de otoño pero debe aclararse que éste se concentra principalmente en la Semana Santa, que entre 1991 y 1993 tuvo lugar en la 1ª, 2ª y 3ª semana de abril respectivamente.

La figura 101 muestra la contribución de cada categoría de barco al tráfico total en el área. Los grandes buques de pasajeros y carga, con valores estables y casi iguales a cero, no han sido incluidos.

Es claro el papel de las lanchas de goma, lanchas rápidas y barcos de ruta turística en el aumento del tráfico tras el relativamente tranquilo invierno. También importante es el aumento de los botes de alquiler que juegan un importante papel local en las costas suroeste y noreste, donde son ofrecidos a los turistas.

El tráfico de pesqueros es estable a lo largo del año, como lo es el de las lanchas rápidas fuera de la época turística, pues la mayoría de ellas pertenecen a residentes de la isla.

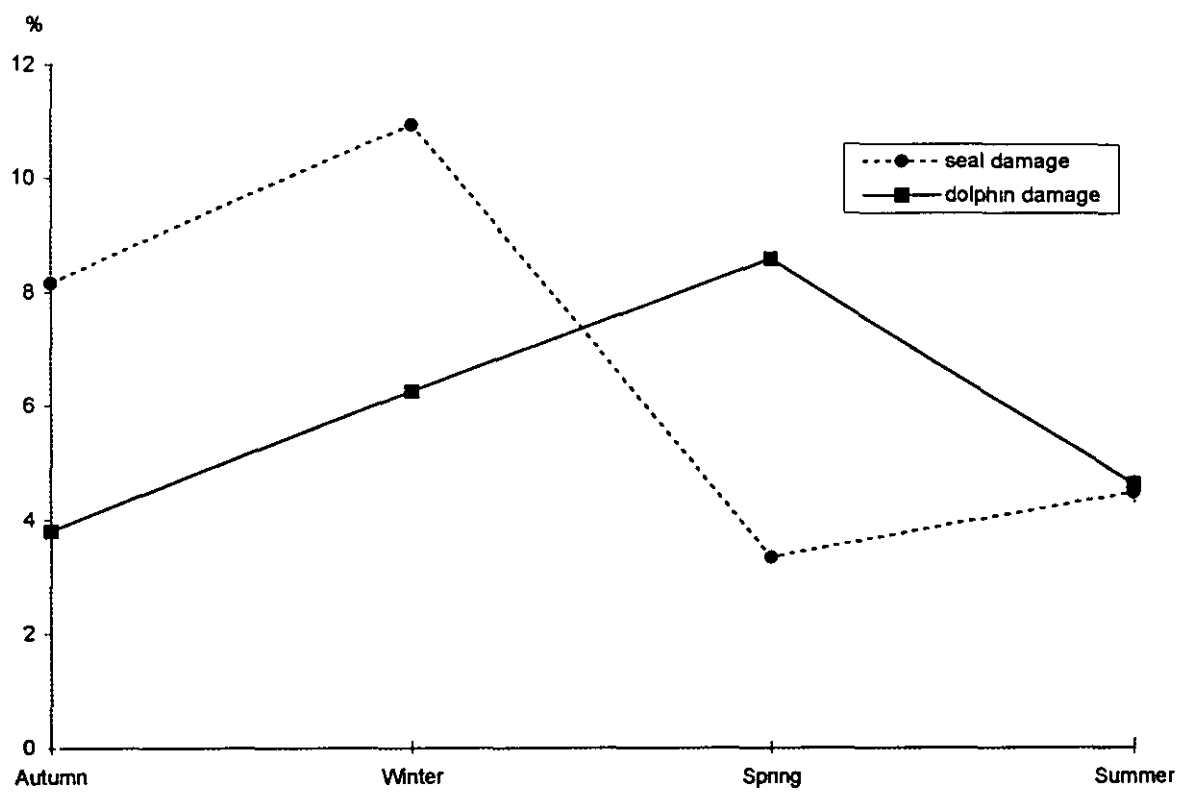


Figura 99. Daños a trasmallos en cada estación por parte de focas y delfines

Figura 100. Barcos registrados por hora durante el seguimiento de cuevas en la costa oeste de Zákintos.



Figura 101. Tipos de barcos registrados por hora durante el seguimiento de cuevas en la costa oeste de Zákintos.

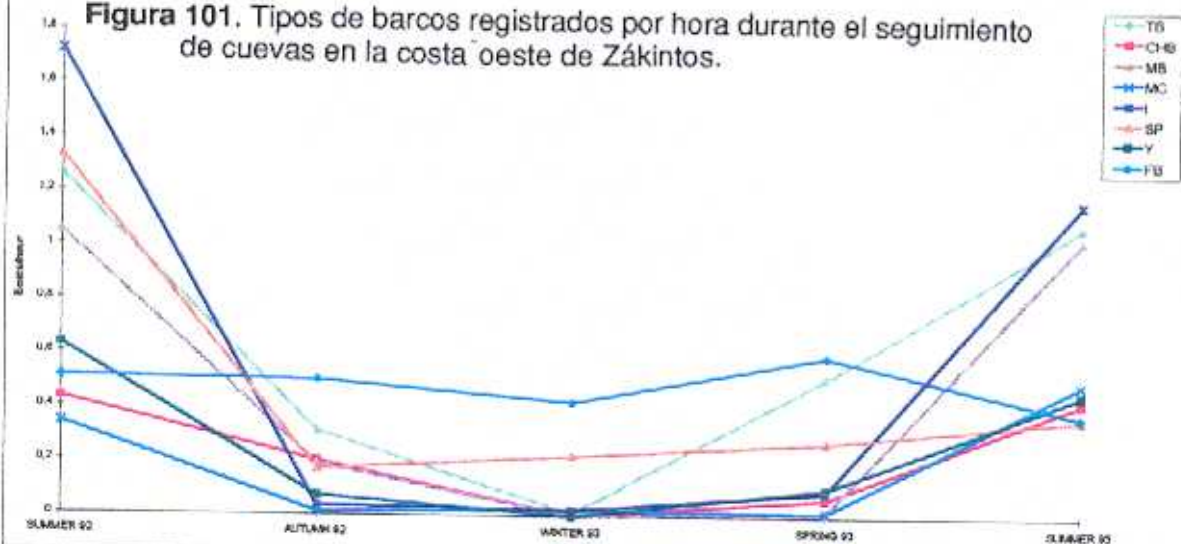
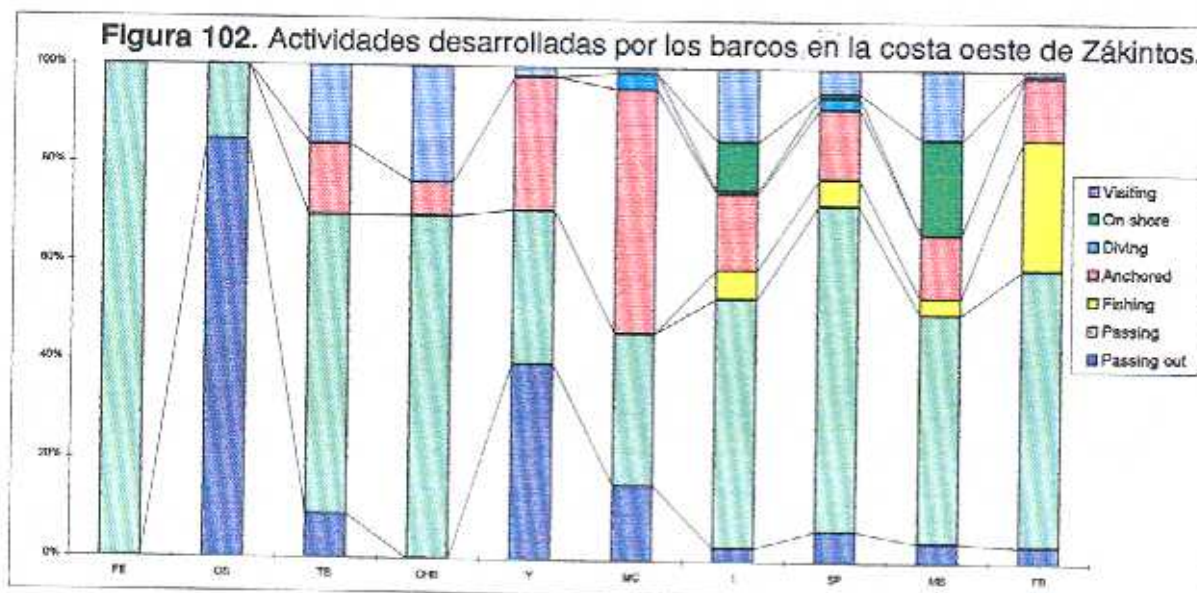


Figura 102. Actividades desarrolladas por los barcos en la costa oeste de Zákintos.



5 2 3 3 Discusión

Hemos reflejado las actividades desarrolladas por los barcos a lo largo de los acantilados en la figura 102

Las actividades registradas son las siguientes, expuestas de menor a mayor perturbación esperada hacia las focas.

- 1 Los barcos pasando alejados de la costa parecen no afectar en absoluto, aunque siempre hay un riesgo potencial de marea negra por la presencia de estos
2. Los barcos pasando cerca de la orilla pueden afectar de distinto modo, dependiendo de la fuerza motriz. Los barcos rápidos son más ruidosos bajo el agua y el sonido llega al receptor muy poco antes que el barco. Las posibilidades de herir a una foca son mayores. Hemos podido observar que producen pánico en los peces lo que les hace esconderse y probablemente dificulta a las focas la caza al acecho. Se ha probado además mediante experimentos que estos barcos pueden asustar más a los delfines que barcos mayores pero más lentos (Evans et al 1992).
- 3 La pesca en sí misma no molesta a la especie. No se consideran aquí los ahogamientos de focas en redes, ni la competencia trófica. La pesca submarina es considerada una actividad de buceo.
- 4 El anclado mantiene personas durante largo tiempo en áreas donde la foca no puede desarrollar sus actividades habituales (campeo, pesca)
- 5 El buceo puede mantener a las focas apartadas de sus mejores zonas de caza, pues los buceadores autónomos y los pescadores submarinos escojen cuevas submarinas, arrecifes y otros relieves interesantes para la existencia de peces.
- 6 Los barcos que arriban a las playas llevan asociada la presencia de personas en las calas de los acantilados, de otra forma inaccesibles. Ello conlleva largas permanencias en el punto, ruido, nadadores, etc.
- 7 Las visitas son las actividades más perturbadoras, consistiendo en el recorrido de la costa a muy corta distancia y la entrada en las cuevas bien con barcos o bien nadando

Asociando los factores arriba expuestos con el tipo de actividad desarrollada por cada clase de barco (Figura 102) y su frecuencia en la zona (Figura 101), los barcos que producirían mayor nivel de molestias a la especie en la zona serían las lanchas inflables, seguidas por los botes a motor y los barcos de ruta turística. Los barcos charter juegan también un papel importante en las zonas donde desarrollan sus actividades

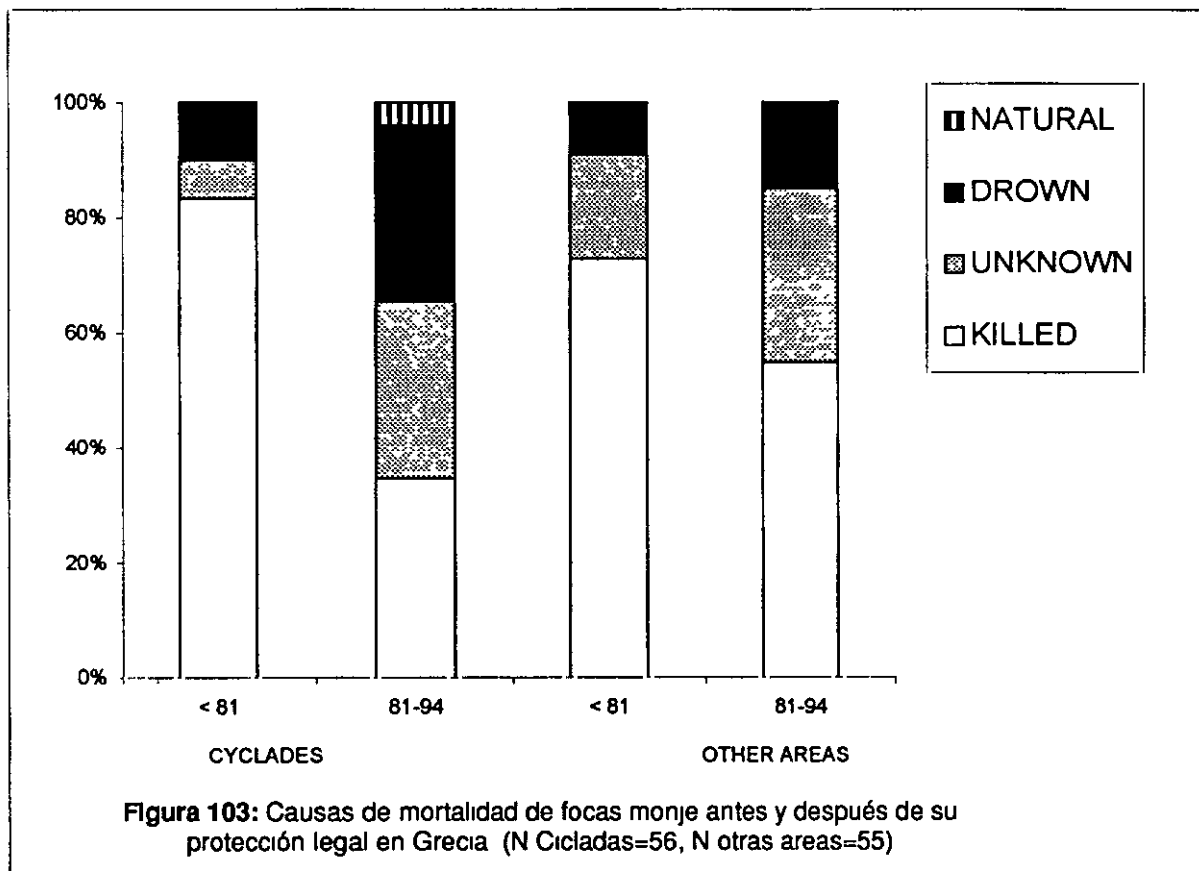
5 2 3 3 Matanzas de focas producida por el hombre

La mortalidad registrada a lo largo del período de estudio, incluyendo datos históricos de muertes acaecidas desde los años sesenta, ha sido compilada en la figura 103 . Presentamos por separado el caso concreto de las Cieladas debido a que poseemos de ellas un registro más completo.

5 2 3 4 Discusión

Teniendo en cuenta que hemos considerado tres causas de mortalidad, matanza intencionada, ahogamiento en red y natural-desconocido, nuestros resultados parecen reflejar que la mayor proporción de muertes se corresponden con las matanzas intencionadas, en menor proporción las siguen en importancia las muertes producidas por ahogamiento en red; y por último, se han registrado entre un 10% y un 32% de mortalidades en las que no ha podido ser determinada la causa Después de la protección legal es interesante el hecho de que hayan aumentado las muertes por ahogamiento, mientras que han disminuido las matanzas intencionadas.

Es de destacar el importante papel que juegan los ahogamientos en trasmallos desde la protección oficial de la especie entre las causas conocidas de muerte en las Cieladas. Estos son casi equivalentes a las matanzas intencionadas. Una tendencia similar, pero mucho más atenuada puede apreciarse para el conjunto de las otras áreas del país



Este cambio podría explicarse tanto por una reducción de matanzas tras su ilegalización como por un aumento de las interacciones con las redes, debido al mayor número de kilómetros calados en los últimos años. El posible temor de los pescadores a revelar una matanza ilegal (el cual comprobamos personalmente que no suele existir) influiría mayormente los informes de muertes por causa desconocida, pues les exime de cualquier relación con la muerte de la foca. Esta categoría se ve efectivamente aumentada desde 1981, fecha de la protección obligatoria de la especie al ingresar Grecia en la Comunidad Europea.

Aun considerando todas las causas de muerte desconocidas como intencionadas, los trasmallos seguirían teniendo gran importancia en el total de causas de muerte de las *Cicladas*. Posiblemente refleje la incontrolada expansión en el número de redes caladas por cada pesquero en los últimos años.

Las muertes por causa natural son difíciles de evaluar. Sólomente registramos una cría matada por una galerna en Kímolos a mediados de octubre de 1994. La muerte de cachorros pardos en cuevas vulnerables al oleaje puede que sea más común de lo observado, pues es difícil de registrar si no se efectúa un chequeo regular de las cuevas de cría. El cadáver del cachorro citado tenía la cabeza atascada entre dos rocas en la línea de marea y no pudo ser recuperado debido al oleaje reinante en la cueva. Al ir a buscarlo al día siguiente no pudimos encontrarlo ni dentro ni en los alrededores.

Con respecto a las clases de edad, la más registrada es la de los cachorros. De un total de 77 individuos registrados en *Cicladas*, *Calcídica* y *Zákintos* 34 eran crías, 11 juveniles 6 juveniles o adultos, 18 adultos y 6 de edad desconocida. Sólo 3 cachorros se ahogaron en redes, todos ellos en *Cicladas* (otro cachorro se ahogó en 1989 en *Kefalonia*, cerca de *Zákintos*). Es destacable que 25 y quizás hasta 30 de las crías fueron matadas por el hombre, lo que nos da una idea de su mayor vulnerabilidad a este. Por un lado están asociadas casi totalmente a hábitat terrestre y por otro son muy confiadas, permitiendo al hombre un mayor acercamiento que los individuos más viejos. Ello hace que las intrusiones en cuevas para matar focas permitan casi siempre acabar con los cachorros, mientras que los adultos muchas veces escapan. Sólo conocemos el caso de una cría que

logro escapar henda, en Milos en 1965, gracias a que existían en la cueva otros seis cachorros, que fueron exterminados a palos

En algunos casos, los pescadores conocen las cuevas de cría y entran cada año para intentar matarlas, lo que hace la población de esas islas mucho más vulnerable.

Es interesante destacar el hecho de que las entradas en cuevas para matar crías parecen haber disminuido. Si consideramos los datos anuales más completos (55% del total de registros), que son las muertes ocurridas en el país hasta tres años antes de su recopilación por nosotros (1987-1994) observamos lo siguiente: de un total de 34 muertes intencionadas 25 fueron juveniles o adultos, 10 adultos y 9 cachorros (Tabla 24). Esto nos sugiere que ha disminuido la tendencia de los pescadores a dar batidas para matar crías, como era común en el pasado. La mayoría de los cachorros fueron muertos por pescadores viejos, y por monjes del monte Azos, que aún viven amoldados a costumbres de la edad media. No parece que los jóvenes se dediquen ya a ello.

Tabla 24. Mínimo de muertes de focas acaecidas en Grecia entre 1987 y 1994.

causa edad	<i>red</i>			<i>hombre</i>			<i>otra</i>			total
	<i>cria</i>	<i>juv -adulto</i>	<i>adulto</i>	<i>cria</i>	<i>juv -adulto</i>	<i>adulto</i>	<i>cria</i>	<i>juv -adulto</i>	<i>adulto</i>	
año										
1987	1	0	0	3	2	0	0	0	0	6
1988	0	1	0	2	0	2	0	1	0	6
1989	1	1	0	1	2	2	0	0	1	8
1990	2	1	0	2	7	1	2	2	0	17
1991	0	0	1	1	2	0	0	2	1	7
1992	0	0	0	0	0	4	0	0	1	5
1993	0	1	1	0	1	0	1	3	0	7
1994	0	1	0	0	1	1	2	0	0	5
total	4	5	2	9	15	10	5	8	3	61

El número de muertes en 1990 fue de 17, 13 de ellas intencionadas (Tabla 24). La cifra es mucho mayor que la media de muertes registradas entre 1987 y 1994 ($X=7.6$; $\alpha=3.67$). Ello se explica porque entre 1990 y 1991 recorrimos gran

numero de islas en todo el país recopilando mucha información sobre la especie. Es probable que esta cifra sea la más aproximada al número real de muertes anuales en Grecia, estando las otras subestimadas debido a nuestra menor movilidad.

Las crías suelen ser matadas a palos, mientras que las demás clases de edad son habitualmente tiroteadas con escopetas. Las muertes por dinamita no son raras y es el método más usado en el Dodecaneso, donde se dinamitaban hasta hace poco las cuevas de focas. Los animales matados con explosivos no presentan síntomas externos que puedan explicar su muerte por lo que son citados dentro de los de causa de muerte desconocida. Respecto a este método, es interesante añadir que varios pescadores afirmaban que la foca no muere si tiene la cabeza fuera del agua al tirar la dinamita. Fuimos informados de varios casos de adultos que comen pescado matado con dinamita, evitando bucear cuando el cartucho es lanzado al mar y echándose a comer los peces inmediatamente después.

Aunque la imposibilidad de obtener cifras absolutas no nos permite discernir si la mortalidad por el hombre ha disminuido en los últimos años, la no existencia de batidas para matar focas o destruir cuevas en tiempos recientes nos sugiere que así es. A pesar de ello existen aún lugares, como el Dodecaneso, en que se pagan recompensas ilegales, por parte de grupos de pescadores y propietarios de cultivos acuáticos, a quien presenta pruebas de haber matado una foca.

5.2.3.5 Polución

Algunos hidrocarburos clorados, de peso molecular relativamente alto, persisten en el ambiente y pueden ser determinados en el suelo, el agua, las plantas o los animales. Comprenden dos grupos: el primero incluye mezclas de bifenilos policlorados (PCBs) usados en varias industrias; el segundo abarca pesticidas tales como Aldrin, Endrin, Dieldrin, Heptachlor, p,p'-DDT, p,p'-DDD, BHCs, así como sus impurezas técnicas, productos de oxidación y metabolitos.

Estos pesticidas están prohibidos en Grecia desde 1972. Los BHCs están permitidos bajo ciertas regulaciones. Los PCBs se siguen utilizando, aunque en menores cantidades que en el pasado.

Los mamíferos marinos acumulan altos niveles de compuestos organoclorados, debido a la ocupación de altos niveles tróficos en los ecosistemas marinos (Sladen et al 1966, Holden et al 1967, Reijnders 1980), y a la carencia de muchas enzimas necesarias para su metabolización (Tanabe 1988, Tanabe et al 1988)

Estos contaminantes están distribuidos principalmente en tejidos con un alto contenido lipídico y sus niveles están correlacionados con el contenido de triglicéridos (Kawai et al 1988)

Varios autores han asociado problemas de esterilidad en mamíferos marinos con altos niveles de organoclorados y metales pesados (Le Bouef & Bonnel 1971, De Long et al 1973, Helle et al 1976a, 1976b)

Pese a los muchos estudios publicados en relación a la polución en focas en todo el mundo, no había sido realizado ninguno sobre contaminantes en focas monje y por ende en el mar Mediterráneo hasta la realización de estos análisis.

En este estudio se expone la composición de clases lipídicas en el hígado, cerebro, corazón, y músculo, así como la concentración de lípidos, PCBs y DDTs en la grasa, hígado, cerebro, corazón, músculo, riñón, bazo, y pulmón procedentes de una foca mediterránea hallada muerta en Acrotiri, Santorini el 13 de marzo de 1990

Reparto general de residuos

La tabla 25 muestra los niveles de PCBs (Aroclor 1254 + Aroclor 1260), DDTs (p,p'-DDT, p,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDD, o,p'-DDT) y de BHCs in grasa, músculo, riñón, hígado, bazo, corazón, cerebro y pulmón en base a peso húmedo, así como el porcentaje de humedad y de lípidos

Tabla 25. Proporción de lípidos y humedad, así como concentración (ng por g de peso húmedo) de los metabolitos BHCs, PCBs, DDEs y DDTs en distintos tejidos de la foca monje mediterránea

	LIPIDOS %	HUMEDAD %	BHCs	PCBs	DDTs	P,P'-DDE	P,P'-DDT	P,P'-DDD	O,P'-DDD	O,P'-DDT
GRASA	86,95	17,94	26,7	15223,3	17163,8	16137,6	909,8	53,1	59,3	4,0
MUSCULO	0,72	74,39	0,9	109,5	174,7	152,9	15,2	6,2	0,2	0,2
(1) RIÑON	1,37	79,72	1,1	107,1	185,8	165,8	6,5	13,1	0,4	0,0
(2) RIÑON	1,69	79,51	0,9	115,2	147,8	133,7	2,0	11,8	0,3	0,0
(1) HIGADO	2,35	73,71	1,1	557,5	544,8	414,6	0,5	128,8	0,9	0,0
(2) HIGADO	2,32	72,09	1,3	522,7	524,1	404,7	0,5	118,0	0,9	0,0
(3) HIGADO	2,38	72,25	1,2	539,5	518,3	408,6	0,5	108,4	0,8	0,0
BAZO	2,63	78,06	1,1	349,5	503,7	438,3	33,1	30,0	2,1	0,2
CORAZON	0,99	77,54	0,4	47,1	103,7	92,5	0,9	9,7	0,6	0,0
CEREBRO	10,78	77,26	2,2	159,9	160,5	147,1	9,3	3,6	0,3	0,2
PULMON	0,84	74,43	0,8	48,0	59,6	52,9	0,9	5,7	0,1	0,0

La mayor cantidad de DDTs y PCBs se concentra en la grasa (alrededor de 30-300 veces más que en otros tejidos). Después de esta, los tejidos más contaminados son el hígado y el bazo. Concentraciones considerables se hallan también en el cerebro, si se compara con el corazón y los pulmones. Este último tejido posee los valores más bajos de DDTs. Aunque el cerebro tiene una alta proporción de lípidos, sus concentraciones de DDTs y PCBs parecen bajas debido a que sus componentes lipídicos son fosfolípidos o colesterol total.

Las concentraciones de BHCs son bajas, encontrándose los valores más altos en la grasa y el cerebro. Sin embargo, cuando el total de BHCs es comparado con la cantidad de lípidos en los tejidos (Tabla 26), se revela un patrón diferente. Los BHCs se retienen más en los lípidos del músculo esquelético, seguidos por los pulmones.

Tabla 26. Concentración de los metabolitos BHCs, PCBs, DDEs y DDTs (ng por g de peso húmedo) en distintos tejidos de la foca monje mediterránea.

	BHCs	PCBs	DDTs	P,P'-DDE	P,P'-DDT	P,P'-DDD	O,P'-DDD	O,P'-DDT
GRASA	90,7	17508,1	19739,9	18559,6	1046,4	61,1	68,2	4,6
MUSCULO	125,0	15208,3	24263,9	21236,1	2111,1	861,1	27,8	27,8
(1) RIÑON	80,3	7817,5	13562,0	12102,2	474,5	956,2	29,2	0,0
(2) RIÑON	53,3	6816,6	8745,6	7911,2	118,3	698,2	17,8	0,0
(1) HIGADO	46,8	23723,4	23183,0	17642,6	21,3	5480,9	38,3	0,0
(2) HIGADO	56,0	22530,2	22590,5	17444,0	21,6	5086,2	38,8	0,0
(3) HIGADO	50,4	22668,1	21777,3	17168,1	21,0	4554,6	33,6	0,0
BAZO	41,8	13289,0	19152,1	16665,4	1258,6	1140,7	79,9	7,6
CORAZON	40,4	4757,6	10474,7	9343,4	90,9	979,8	60,6	0,0
CEREBRO	20,4	1483,3	1488,9	1364,6	86,3	33,4	2,8	1,9
PULMON	95,2	5714,3	7095,2	6297,6	107,1	678,6	11,9	0,0

El p,p'-DDT se metaboliza de diversas maneras en el ambiente. Por ejemplo, con el agua se vuelve DDA, bajo el efecto de bases orgánicas se convierte en DDE, en presencia de complejos de hierro es reducido a p,p'-DDD, etc. Se ha demostrado que los peces son capaces de degradar DDT en sus metabolitos p,p'-DDE y p,p'-DDD (Ernst 1970).

La tabla 27 indica la distribución de porcentajes de DDT y sus metabolitos. Observamos que el p,p'-DDE es el principal metabolito de DDT en la foca. Olsson (1977) supone que esto ocurre debido a su mayor persistencia en comparación con los otros. Aguilar (1984) encontró que el cociente DDE/ DDT en la grasa de pinnípedos y cetáceos del Atlántico Norte aumenta progresivamente desde 1964 como consecuencia de la actividad desintoxicadora de los biota marinos, y predijo un valor de equilibrio de 0,6 para el principio del próximo siglo en ese área. Los cálculos de ese coeficiente para la foca monje nos dan un valor de $DDE/ DDT = 0.94$, que parece indicar que esta foca estaba viviendo en un ambiente en el que el p,p'-DDT ha sido degradado en p,p'-DDE más rápidamente que en el Atlántico Norte.

Tabla 27. Proporción de los metabolitos BHCs, PCBs, DDEs y DDTs en distintos tejidos de la foca monje mediterránea

	P,P'-DDE	P,P'-DDT	P,P'-DDD	O,P'-DDD	O,P'-DDT
GRASA	94,02	3,30	0,31	0,35	0,02
MUSCULO	87,52	8,71	3,55	0,11	0,11
(1) RIÑON	89,24	3,50	7,04	0,22	-
(2) RIÑON	90,46	1,35	7,98	0,21	-
(1) HIGADO	76,10	0,09	23,64	0,17	-
(2) HIGADO	77,22	0,10	22,51	0,17	-
(3) HIGADO	78,83	0,10	20,91	0,16	-
BAZO	87,02	6,57	5,96	0,42	0,03
CORAZON	89,20	0,87	9,35	0,58	-
CEREBRO	91,65	5,79	2,24	0,19	0,13
PULMON	88,76	1,51	9,56	0,17	-

Alzieu y Duguy (1978) analizaron la contaminación por organoclorados en delfines listados *Stenella coeruleoalba* de la costa mediterránea de Francia y el calculo del mismo coeficiente a partir de sus valores promedios nos da un cociente $DDE/ DDT = 0.76$ (en una muestra de 1973 a 1977). Considerando la posibilidad de que el clima mediterráneo favorezca la degradación de p,p'-DDT, comparamos la información sobre focas de otra región con clima similar al del Mediterráneo. Los datos fueron tomados de Buhler et al (1975), que analizó leones marinos de California *Zalophus californianus*. En este caso, la tasa $DDE/ DDT = 0.96$. Este resultado nos sugiere que parece ocurrir una más rápida degradación del p,p'-DDT en las áreas de clima Mediterráneo en relación con el clima del mar del Norte. Esto podría ser explicado como consecuencia de la mayor temperatura, radiación, evaporación, actividad de la biota marinos, o todos estos factores coactuando en el Mediterráneo. No obstante, también un mayor papel del transporte por el viento en este área tendría como consecuencia una mayor proporción de DDE, debido a su mayor volatilidad con respecto al DDT.

Continuando con los resultados en otros órganos, observamos que los tres lóbulos principales del hígado analizados parece que funcionaban uniformemente, mostrando los valores mínimos para p,p'-DDT y los máximos para p,p'-DDD en base lipídica para toda la muestra (Tabla 26).

Los valores de DDT difieren en los dos riñones. El riñón 1 tiene una concentración de lípidos menor que el riñón 2, pero una mayor concentración de DDTs (Tabla 25). Este factor es más conspicuo cuando la concentración de contaminantes es expresada en base lipídica (Tabla 26). La concentración de DDTs en los lípidos del riñón 1 es 55% mayor que en el riñón 2. Considerando los diferentes metabolitos del DDT, su concentración no está lejos del valor mencionado, salvo para el caso del p,p'-DDT, que aparece en una concentración 300% superior en el riñón 1. Esto podría ser explicado como resultado de una menor efectividad del riñón bajo una mayor concentración de contaminantes, y merecería un estudio más profundo en focas. El riñón 1 presenta también una mayor cantidad de PCBs y BHCs con respecto al riñón 2. La explicación de este hecho podría estar en una diferencia en el nivel de actividad fisiológica en ambos riñones.

Es de destacar la concentración de DDTs en los lípidos del músculo esquelético, que es la mayor, y contrasta con la hallada en los lípidos del músculo

cardíaco, que tiene un valor más del 50% menor P,p'-DDT y o,p'-DDT alcanzan sus mayores concentraciones en los lípidos del músculo esquelético, reflejando posiblemente la ausencia de un mecanismo degradativo en este tejido

Cantidad total de residuos por órganos

El contenido total de organoclorados para cada órgano se muestra en la tabla 28 El total de DDTs se distribuye en el orden hígado > bazo > pulmones > riñones > corazón > cerebro Los PCBs aparecen en la secuencia hígado > pulmones > bazo > riñones > cerebro > corazón. Los BHCs siguen el orden hígado > pulmones > riñones > cerebro > bazo > corazón El hígado juega el papel principal en la retención de los organoclorados, con un contenido total de casi 3mg tanto de DDTs como de PCBs También son importantes los pulmones y el bazo, siendo el corazón y el cerebro los órganos menos contaminados por el DDT y el PCB.

Tabla 28. Peso de los órganos analizados (g) y cantidad total de residuo para los BHCs, PCBs, y DDTs (ng) en la foca monje mediterránea.

	Peso	BHCs	PCBs	DDTs
RIÑONES	1,37	79,72	1,1	107,1
HIGADO	2,35	73,71	1,1	557,5
BAZO	2,63	78,06	1,1	349,5
CORAZON	0,99	77,54	0,4	47,1
CEREBRO	10,78	77,26	2,2	159,9
PULMONES	0,84	74,43	0,8	48,0

Relación entre composición lipídica y niveles de organoclorados en los tejidos

La composición lipídica del hígado, cerebro, corazón y músculo de la foca monje mediterránea se muestra en la tabla 29. Es de destacar el muy bajo contenido en lípidos no polares en el cerebro. Kawai et al (1988) sugirieron que los PCBs se concentran menos en lípidos polares, como fosfolípidos y colesterol Holden (1978)

relacionó la baja concentración de residuos en el cerebro, bien con la presencia de barrera sangre-cerebro, bien a la posibilidad de que los lípidos del cerebro difieran en composición de los de los otros órganos. Con vistas a encontrar una respuesta adecuada a esta duda, hemos expresado la concentración de residuos en base a lípidos no polares para los tejidos arriba mencionados (Tabla 30) nuestros resultados sugieren que la concentración de DDT se correlaciona con la concentración de lípidos no polares, siendo casi la misma en los cuatro tejidos. También los PCBs aparecen en la misma concentración tanto en el cerebro como en el hígado, sugiriendo que no existe barrera protectora de la entrada de residuos organoclorados en el primero. Los valores más bajos en el corazón y el músculo esquelético sugieren que, en el caso del PCB, otros factores pueden hallarse implicados

5 2 3.6 Discusión

Toda comparación en el campo del análisis de contaminantes debe ser tomada con mucha precaución debido al alto grado de variación en los resultados obtenidos por distintos laboratorios. Por ejemplo, los ejercicios de intercalibración dentro de programa MEDPOL del PNUMA (UNEP/FAO/WHO/IAEA 1990) mostraron más variación en los resultados obtenidos por distintos laboratorios aplicando el mismo método que en los obtenidos por el mismo laboratorio aplicando distintos métodos. Sin embargo, la significativamente mayor concentración de contaminantes en los mamíferos marinos, como superpredadores en el ecosistema marino (y poseyendo además una considerable cantidad de lípidos), hace que los resultados obtenidos sean más fiables, al menos al nivel de ordenes de magnitud, haciendo posible comparaciones ecológicamente más aceptables que aquellas hechas usualmente con invertebrados y predadores primarios. En cualquier caso, nuestra comparación se centrará dentro de lo posible en el margen de valores de polución para otras focas.

Heppleston (1973) analizó organoclorados en focas grises *Halichoerus grypus* y focas comunes *Phoca vitulina* de Gran Bretaña. Las concentraciones de DDTs son comparables a nuestros resultados, salvo para el caso del bazo, que parece estar proporcionalmente más contaminado en esta foca. Los valores de PCBs están un orden de magnitud por debajo en nuestros análisis.

Tabla 29. Clases de lípidos (% de la humedad total) in cuatro tejidos de la foca monje mediterranea.

CLASE DE LIPIDO	HIGADO	CEREBRO	CORAZON	MUSCULO
Esteril-esteres	10,0	0,3	3,2	6,8
Triacilgliceroles	9,6	0,6	3,6	18,4
Desconocido	1,3	-	1,4	0,3
Acidos grasos libres	17,0	1,6	12,1	13,7
Total no polares	37,9	2,5	20,3	39,2
Colesterol	12,3	23,5	12,8	9,1
Cerebrósidos	-	28,8	-	-
Sulfátidos (PE 2)	1,8	9,4	0,6	-
Fosfatidiletanolamina (cefalina PE 1)	16,6	13,3	28,2	20,6
Fosfatidilinositol	7,8	2,6	6,0	5,6
Fosfatidilserina	3,7	7,6	4,1	1,9
Fosfatidilcolina (lecitina)	16,7	5,8	23,8	21,4
Esfingomielina	3,2	6,0	4,2	2,2
Total polares	62,1	97,5	79,7	60,8

Tabla 30. Concentración de BHCs, PCBs y DDTs total en base a lípidos polares de la foca monje mediterránea.

	HIGADO	CEREBRO	CORAZON	MUSCULO
BHCs	134 8	816.0	199.0	318.9
PCBs	60617.2	59332 0	23436 4	38796.8
DDTs	59411 3	59556 0	51599.7	61897.7

Los residuos hallados en grasa e hígado de leones marinos californianos hembras que padecían nacimientos prematuros (DeLong et al 1973) eran un orden de magnitud mayores que en nuestras muestras, siendo la concentración en hembras sanas similar a nuestros datos

La grasa de focas oceladas *Pusa hispida* del ártico canadiense (Addison & Smith 1974) mostró un margen de concentración de p,p'-DDE y PCBs en base lipídica más de un orden de magnitud menor que nuestros datos, pero los valores de p,p'-DDT son similares a los nuestros en el caso de los machos. No obstante debe tenerse en cuenta el extendido uso del DDT en la fecha que se hicieron esos análisis.

Los residuos en la grasa de focas grises hembras de Nueva Escocia, Canadá (Addison & Brodie 1977) abarcan nuestros datos dentro de su recorrido tanto para DDTs como para PCBs

Considerando la concentración media de organoclorados en grasa de focas adultas revisada por Holden (1978), la foca analizada en el presente trabajo posee un nivel de PCBs de 3.7 a 17 veces mayor que las focas del ártico (anillada, barbuda *Erignathus barbatus*, y foca de casco *Cystophora cristata*) El nivel de DDTs es de 6 a 13 veces mayor en esta foca mediterránea que en focas oceladas del ártico canadiense y noruego; los valores de DDE para focas oceladas, barbuda y de casco del ártico groenlandés son entre 32 y 80,7 menores que en nuestra foca. Los niveles de PCBs en esta foca monje son similares a los valores hallados en las focas grises británicas, excepto para los individuos ya considerados en Heppleston (1973). las focas comunes alcanzan valores cuatro veces mayores. El contenido en DDTs no difiere mucho ni de los encontrados en focas grises ni de los hallados en focas comunes. Las focas grises y anilladas del Báltico, así como las focas comunes de Alemania alcanzan niveles de PCBs un orden de magnitud mayores; esto es aplicable también a los DDTs del Báltico pero no de Alemania, donde los valores son tres veces menores que los nuestros. Las focas comunes de Holanda tienen concentraciones de PCBs dos órdenes de magnitud mayores que la foca monje, pero los valores de DDTs son del mismo orden. En Norteamérica, Las focas comunes de Maine alcanzaron valores de PCBs cinco veces mayores y concentraciones de DDTs 3,8 veces superiores. Los niveles de PCBs en focas grises del golfo de San Lorenzo superaron en dos veces los nuestros mientras que los de DDTs son 2,6 veces superiores. Sin embargo, una foca de casco de ese área tenía una concentración de PCBs cinco

veces menor. Focas pías *Pagophilus groenlandicus* del mismo golfo tenían valores del mismo orden de magnitud que nuestra muestra.

Holden (1978) analizó grasa, hígado, músculo, corazón, bazo, y cerebro en tres focas grises. Todos los valores de DDTs y PCBs, considerados en base a peso del tejido fueron mayores que los hallados por nosotros, excepto para el caso de DDTs en el bazo, menores en los tres individuos, y en la grasa, ligeramente menores en dos de ellos. Considerando los resultados en base lipídica, todas las concentraciones de PCBs siguen siendo mayores, pero una foca con concentración de DDTs en grasa mayor que esta foca monje poseía una menor concentración en hígado, músculo y corazón. Observamos también que otra foca gris, con concentración de DDTs en cerebro casi el doble que nuestro valor en base tisular, tiene la misma concentración que esta foca monje en base lipídica. Estas diferencias nos sugieren que la comparación de contaminantes, al menos entre distintas especies, no basadas en lípidos extraíbles, deberían hacerse sólo para la grasa, que posee la máxima concentración de lípidos y por tanto menos condicionada a la especie de origen o al estado de descomposición de la muestra.

~ También Duinker et al (1979) obtuvo resultados tanto en peso húmedo como en base a lípidos al analizar focas comunes del mar de Wadden danés. todos los niveles de la foca monje están por debajo del margen obtenido para PCBs en grasa, riñón, corazón, bazo y cerebro (un orden de magnitud en este último) tanto en base tisular como lipídica. La concentración en el hígado está dentro del margen inferior. Cuando comparamos los DDTs nos encontramos de nuevo con diferencias cualitativas entre base tisular y lipídica. Mientras que sólo la concentración en bazo y corazón están fuera de los márgenes encontrados en estas focas comunes en base a peso húmedo (bazo 2,7 veces más que el límite superior; corazón 2,5 veces menos que el límite inferior), cuando consideramos base lipídica las concentraciones en foca monje exceden los valores superiores para el hígado, riñón, bazo (3,4 veces más), igualando el corazón el valor superior hallado en estas focas comunes.

Reijnders (1980) comparó los niveles de residuos en focas comunes de las poblaciones de Holanda y Alemania-Dinamarca, en base a peso húmedo. Encontró que la población holandesa tenía valores de polución mayores, especialmente niveles de PCBs en focas adultas. La grasa de la foca monje subadulta estudiada tiene valores de PCBs (en base lipídica) menores que el rango de los juveniles y subadultos.

de la población germanodanesa, y se halla en el margen inferior de valores medidos en Holanda. La concentración de DDTs está dentro del rango de los juveniles-subadultos de las tres poblaciones muestreadas, pero ligeramente por encima del rango de adultos de Alemania-Dinamarca. La concentración de PCBs en los niños de la foca monje estudiado por nosotros es menor que el rango de todas las focas comunes analizadas, y los residuos de DDTs se hallan dentro del rango de los juveniles-subadultos de toda la muestra.

Law et al (1988) obtuvieron datos de focas comunes halladas muertas en el este de Inglaterra y de focas grises perezosas en las islas Farne. El valor máximo de DDTs obtenido es la mitad del valor en la grasa de la foca monje, en base a peso húmedo. Los PCBs se hallan a niveles similares en las tres especies. Los mismos autores hicieron una revisión sobre la concentración de organoclorados en la grasa de focas en el área del mar del Norte (base lipídica). Los DDTs hallados en esta foca monje están dentro del margen hallado en focas comunes del mar del Norte alemán; al límite inferior encontrado en focas grises y oceladas bálticas en el golfo de Finlandia y en focas del lago Saimaa *Phoca hispida saimensis*; un orden de magnitud por debajo de la media para focas oceladas árticas y focas grises en el Golfo de Botnia, y 2,4 veces el valor máximo encontrado en focas grises y comunes de Noruega.

Los PCBs están por debajo de los niveles de focas comunes del mar del Norte alemán y de focas grises del Golfo de Finlandia; tienen valores similares al límite inferior de valores para focas del lago Saimaa y focas oceladas bálticas del golfo de Finlandia. Están dentro de los valores encontrados en focas comunes de Noruega y un poco por encima de los máximos para focas grises de esa zona; y son de un orden de magnitud por debajo de la media para focas oceladas y grises de Botnia y el Báltico.

Los BHCs de esta foca mediterránea tienen concentraciones similares a los de focas comunes de Noruega, son un orden de magnitud mayores que los hallados en focas comunes del este de Inglaterra; y un orden de magnitud menores que los de focas grises de las islas Farne y Noruega. Los valores de BHCs en base a peso húmedo son equivalentes a los obtenidos en focas oceladas árticas de Spitzbergen.

Efectos de los organoclorados en el organismo

Los hidrocarburos clorados se consideran responsables de efectos adversos en varios vertebrados, incluyendo el hombre

Algunos bifenilos policlorados, trifenilos policlorados y el o,p'-DDT son estrogénicamente activos en ratas. La actividad estrogénica es conferida cuando una posición p- o p'- está desocupada, o sustituida por -OH ó -OCH₃. Se ha sugerido que los estrógenos activos derivados de análogos o,p'- del DDT son metabolitos p-fenólicos (Bitman & Cecil 1970).

Experimentos realizados por Jensen et al (1977) con visones *Mustela vison*, mostraron una disminución en embarazos y en partos por hembra tras alimentarlas con PCBs, indicando la interferencia de estos compuestos en la pregnancy.

De Long et al (1973) comprobaron un mayor nivel de DDTs y PCBs en leones marinos de California que tenían nacimientos prematuros, en relación con los niveles de animales sanos.

Helle et al (1976a) relacionaron altos niveles de PCBs en focas oceladas del Báltico con la ocurrencia de estenosis en los cuernos uterinos, aunque la validez estadística de sus conclusiones ha sido puesta en duda por Reijnders (1980). No obstante esta consideración, el último autor concluyó que el descenso en el éxito reproductivo de las focas comunes danesas estaba fuertemente relacionado con la alta concentración de PCBs en sus tejidos.

La foca monje analizada poseía valores muy por debajo de aquellos asociados a la producción de problemas reproductivos en otras especies. Considerando que los mamíferos machos carecen de la excreción de residuos asociada a la producción de leche en hembras (Addison & Brodie 1977), podría suponerse que el nivel de residuos en hembras de similar edad (ya maduras) de la región no debe exceder en mucho los valores encontrados. Este hecho sería también importante en relación a la transferencia de contaminantes a las crías, pues la lactancia en esta especie dura considerablemente más que en las Phocinae. Consecuentemente, la ingestión de contaminantes transmitidos en la leche sería probablemente más elevada que en aquellas especies. Estas especulaciones precisan de más datos tanto para hembras

como para machos de foca monje para poder ser evaluadas. Además, la especie alcanza al menos la edad de 23 años (Marchessaux 1989a), un período mucho más largo que los posibles 6,5 años del individuo analizado. Por tanto, individuos más viejos podrían llevarnos a obtener distintas conclusiones. Es más, las focas monje habitan también en zonas de Grecia muy contaminadas, como son los golfos Zermaicós (Tesalónica), Pagasiticós (Volos), y Saronicós (Atenas) (Cebrián & Vlachoutsikou 1992). Datos procedentes de estas áreas proporcionarían una idea más clara acerca del papel de la polución marina en el descenso de la población de esta especie.

Fuentes de polución en el área

El coeficiente PCB/ DDT da una estima razonable de la fuente de polución predominante en una región. Valores por encima de 1 sugieren una predominancia de fuentes de polución industriales, mientras que valores por debajo de 1 indican una predominancia de polución agrícola. El coeficiente obtenido en el presente análisis es 0,89, lo que concuerda con el bajo desarrollo industrial de la región y la localización distante de los principales focos de polución industrial del mar Egeo. Puesto que los campos de viento son los factores más importantes para el transporte de contaminantes y considerando que el principal patrón de flujo aéreo en el Mediterráneo oriental son el flujo NW originado en el NW de Europa y, a menor nivel, el flujo continental del NE proveniente de Asia Menor (Dayan & Muller 1989), las principales fuentes de polución afectando las islas Cícladas serían Atenas, Bolos, Kozani, Esmirna y Tesalónica.

Consideración final

Aunque sólo disponemos de datos de un individuo podemos hacer algunas inferencias sobre la distribución de contaminantes en el organismo, debido a la regularidad que en general tienen los procesos metabólicos. Sin embargo, y en seguimiento del rigor científico, estas inferencias deben ser consideradas más como hipótesis base para estudios más profundos que como pruebas irrefutables, mientras no se disponga de datos procedentes de más animales. No obstante, si se comprobara que los procesos implicados en la acumulación de organoclorados mantienen un patrón regular de origen fundamentalmente bioquímico y no fisiológico, las conclusiones serían extrapolables a otros mamíferos, incluyendo al hombre.

Los resultados obtenidos sugieren que la concentración de DDTs parece estar relacionada con la concentración de lípidos no polares en los respectivos tejidos.

Las diferencias en concentraciones de DDTs y PCBs entre el cerebro y otros órganos, en base a peso húmedo, puede ser explicada por su distinta composición lipídica. La barrera sangre-cerebro no protege este órgano de los contaminantes organoclorados.

6. PREFERENCIA DE HABITAT Y USO DEL ESPACIO

6.1 Hábitat terrestre: áreas de reproducción y cuevas de cría

Ha sido sugerido en el pasado que la foca mediterránea ha sido conducida a criar en cuevas por la presión humana en las playas (Sergeant et al. 1978). Anderson (1978) estudió colonias de cría de foca gris *Halichoerus grypus* en cuevas de Gran Bretaña y comprobó que el éxito de la cría era mucho menor que en las colonias establecidas en playas abiertas. El mismo autor concluye, basándose en esto, que el actual hábitat de cría de la foca monje es marginal, afirmando que los antiguos escritos las citan en playas rocosas y arenosas abiertas. También Marchessaux (1989a) considera que este hábitat ha sido ocupado recientemente, basado en citas de individuos en playas (Cetti 1777, Flower 1932 y Monod 1932 citados en Marchessaux 1989a).

En este punto debemos afirmar que también en el presente es posible observar focas en Grecia reposando en roquedos. Estas suelen ser individuos en islotes que no poseen cuevas, normalmente machos satélites; o juveniles en su primer año, que parecen ser menos temerosos. También hemos visto reposar en una cala no frecuentada por el hombre a un macho en el monte Azos.

El que las focas arriesguen su cría pariendo en una playa accesible a animales terrestres y expuesta al sol directo es otra cuestión. En base a lo observado también en el presente se puede afirmar que la observación de individuos en playas

del Mediterráneo en tiempos clásicos no precluye el que vivieran habitualmente y criaran también entonces en cuevas

Comprobamos en los textos escritos en griego clásico de Homero que éste las cita en la Iliada descansando en profundas cuevas. La referencia a este autor como describiéndolas en playas abiertas se debe a malas traducciones del griego clásico a otras lenguas. Otro dato en este sentido lo da el registro de que los primeros descubridores de Madeira hallaron abundancia de focas monje en la cueva llamada Cámara dos Lobos (Melo-Machado 1979). Esta isla no había sido habitada nunca por la especie humana hasta entonces

No debe olvidarse que el Mediterráneo oriental y del sur tenían no hace mucho una fauna más rica, entre la cual se encontraban potenciales predadores de focas como el león *Panthera leo*, que se alimenta de otanos *Arctocephalus pusillus* en Namibia, el chacal *Canis aureus* y el lobo *Canis lupus*. Los dos últimos existen aún en regiones costeras de Grecia como en la Calcídica y podrían potencialmente aniquilar cualquier colonia de cría en playa abierta. Los leones eran aún tan abundantes en Grecia en tiempos históricos que diezmaron las tropas persas cuando intentaron invadir Macedonia. Aunque no podemos probarlo, creemos que es lógico considerar la cría en cuevas de la foca monje como una adaptación natural a su medio ambiente, sin necesidad de incluir al hombre entre sus predadores. Si las colonias de focas estudiadas en Gran Bretaña estuvieran expuestas a predadores terrestres naturales, es posible que el éxito de cría en las cuevas fuese mayor que en playas abiertas.

La adaptación a cuevas debido a condicionantes termoreguladores no debe tampoco excluirse. Sus dos congéneres de Hawái y el Caribe no seleccionaron, o no tuvieron disponible este tipo de hábitat, por lo que las poblaciones de este género no le debe ser imprescindible para rehuir la hipertermia en un clima más suave como el mediterráneo. No podemos, no obstante, excluir la posibilidad de que estas especies lo escogieran también si lo tuvieran accesible. Los grabados de la edad media representan a la foca caribeña refugiada bajo árboles costeros y esta costumbre de ocultarse del sol directo bajo arbustos existe también en la foca de Hawái

Un total de 177 cuevas, de entre de los muchos cientos de oquedades exploradas, fueron cartografiadas en todos los mares estudiados. En el monte Azos donde la exploración se hizo a pie y a nado, se cartografiaron las tres existentes en la cara suroeste de este Estado. En Zákintos, se registraron 61. En el archipiélago de Cícladas se descubrieron 107. Sólo seis cuevas se encontraron en Dalmacia.

Entre las cuevas registradas en Zákintos se encuentran varias con características que parecen hacerlas inadecuadas para su uso por las focas pero, como se aclarará más adelante, fueron estudiadas para comprobar si efectivamente eran o no visitadas por ellas.

En el resto de las cuevas cartografiadas no se incluyó ninguna que poseyera una playa de menos de dos metros de profundidad altamente expuesta a la acción de las olas. Tampoco se registró ninguna cueva cuya playa no fuera precedida por un túnel de acceso marino.

Todos los resultados referentes al cartografiado de cuevas marnas en Grecia han sido recopilados en el Apéndice H (este apéndice es de difusión restringida debido a que se da la localización exacta de las cuevas de esta especie amenazada).

Aunque no todas las cuevas exploradas fueron utilizadas para reproducción o cría, sí que todos los puntos de cría encontrados por nosotros fueron cuevas.

Pasamos a describir aquí las zonas y cuevas concretas donde cría la especie en el área estudiada.

Egeo Norte

Calcídica: Parece que, al menos según informaciones del pescador más viejo de la zona, existen tres cuevas de cría en la cara SE de la península de Sizonía. En este área hay observaciones históricas de cachorros (Figura 104). En la península de Azos tenemos una cueva de cría, ATH-901001, en ella se criaron dos crías cada año en 1988 y 1989. En el Golfo de Ierisó, en el norte de la Calcídica fue observada una

foca con una cría. Es muy posible que una cueva donde se mataron dos focas, situada en la cara norte de Azos, haya sido utilizada para criar, pues como se describe tiene una gran cámara circular con una amplia playa en su fondo, lo cual es muy apropiado para la especie de estudio.

Cicladass: La reproducción continúa ocurriendo en muchos puntos de las islas Cicladass (Figura 105) y podría permitir la recuperación de la especie a medio plazo si se erradicara la matanza intencionada de focas en la región. Los datos sobre nacimientos colectados en esta región se muestran en la tabla 31. Es importante destacar que las crías pueden llegar a ser observadas hasta al menos 6 mn de distancia de la cueva de cría más cercana. En consecuencia, la observación de un cachorro no implica necesariamente la presencia de una cueva de cría en su proximidad. A pesar de ello, casi todas las observaciones de crías mostradas en la figura 105 pueden ser asociadas a las cuevas de cría identificadas por nosotros. Un mínimo de 30 cuevas de cría y probablemente no muchas más son las usadas por la especie en todo el archipiélago. Dos de ellas (6,6%) no son utilizables en la actualidad. Una de ellas fue transformada en almacén de redes en Santorini; la otra, situada en el SE de Naxos, no tiene ya playa.

Tabla 31 Crias y juvenes del año de focas monje registradas durante 1993-1994 en las islas Cícladas

LOCALIZACION	FECHA	No	COMENTARIO
ANDROS (Ag Kosmas)	1991	1	
TRAGONISSI	Otoño 1994	1	Junto a otro adulto
DONUSSA (Cueva DON-940701)	4-92	1	Fuera de la cueva con otro adulto
MAKARES	5-93	1	Cría negra nadando
KATO KOUFONISSI (S Cabo)	9-91	2	Nadando detras de un adulto
KATO KOUFONISSI (Fikia)	15-4-94	3	Joven del año
KEROS (Playa junto KER-940705)	≈1984	3	
KEROS (Sur)	Verano 1990	1	Muerto
KEROS (Sur)	1991	1	
KEROS (Sur)	Verano 1992	1	Cría del año con adulto en el área
IRAKLIA (Mercha)	≈1986	1	Muerto
IRAKLIA (Toukopigalo)	≈1989	1	Muerto
IRAKLIA (Mercha)	≈1991	1	
IRAKLIA (Bourkaria)	≈25-3-94	2	Cría del año durmiendo en la playa
IOS	4-94	1	Cría del año
NAXOS (Cabo Stabros)	≈1985	1	Solía jugar con un profesor
NAXOS (N Moutsouna)	≈1991	1	Cabo (no playa) , con un adulto
NAXOS (S Moutsouna)	1992	1	Descansando en una roca
ANTIPAROS (Cueva ANT-920602)	9-93	1	Junto a dos adultos
ANTIPAROS (Ag isletas Spiridonas)	28-10-94	1	
SIKINOS (Kara)	5-93	1	Descansando en roca
FOLEGANDROS (Badia)	12-93	1	Muerto
SANTORINI (Acrotiri)	Verano 1993	1	
SANTORINI (Aspronisi)	20-4-94	1	Joven del año
ANAFI (Oeste de la isla)	≈1-7-94	2	Crías mudando con un adulto
SIFNOS (Sur de la costa)	9-94	1	Junto a un adulto
POLYEGOS (NE)	20-8-91	1	Come tripas de pescado del mar
POLYEGOS (Cueva POL-940901)	22-9-94	1	Nacido después del 9-9-94
POLYEGOS (Cueva POL-940901)	26-10-94	1	Cría negra muy gorda en un grupo Nacido despues del 18-10-94
POLYEGOS (Cueva POL-940901)	28-10-94	3	Recién nacidos Otras dos crías
KIMOLOS (Cueva KIM-920503)	≈1964	1	Matada
KIMOLOS (Cueva KIM-920502)	17-10-94	1	Recién nacida muerta
KIMOLOS (Cueva KIM-940905)	17-10-94	1	Joven del año
KIMOLOS (Cueva KIM-920502)	27-10-94	1	Joven del año
KIMOLOS (Cueva KIM-920502)	28-10-94	1	Recién nacida
MILOS (Playa de Klima)	≈1984	1	
MILOS (Cueva submanna, Capo Negro)	Verano 1987	1	Junto a joven
MILOS (Firiplaka)	3-89	1	Nadando
MILOS (Cabo Boubarda)	9-90	2	Jugando
MILOS (Pachaina)	1992	1	Cría mudando con adulto
MILOS (Thioria)	8 ó 9- 1993	2	En el mar
MILOS (fuera de la cuava MIL-920502)	Verano 1994	1	Cría negra
MILOS (Islotas dispersas)	≈3-9-94	1	Nadando fuera de la cueva (no playa)
ANTI MILOS	6-94	1	Cría mudando

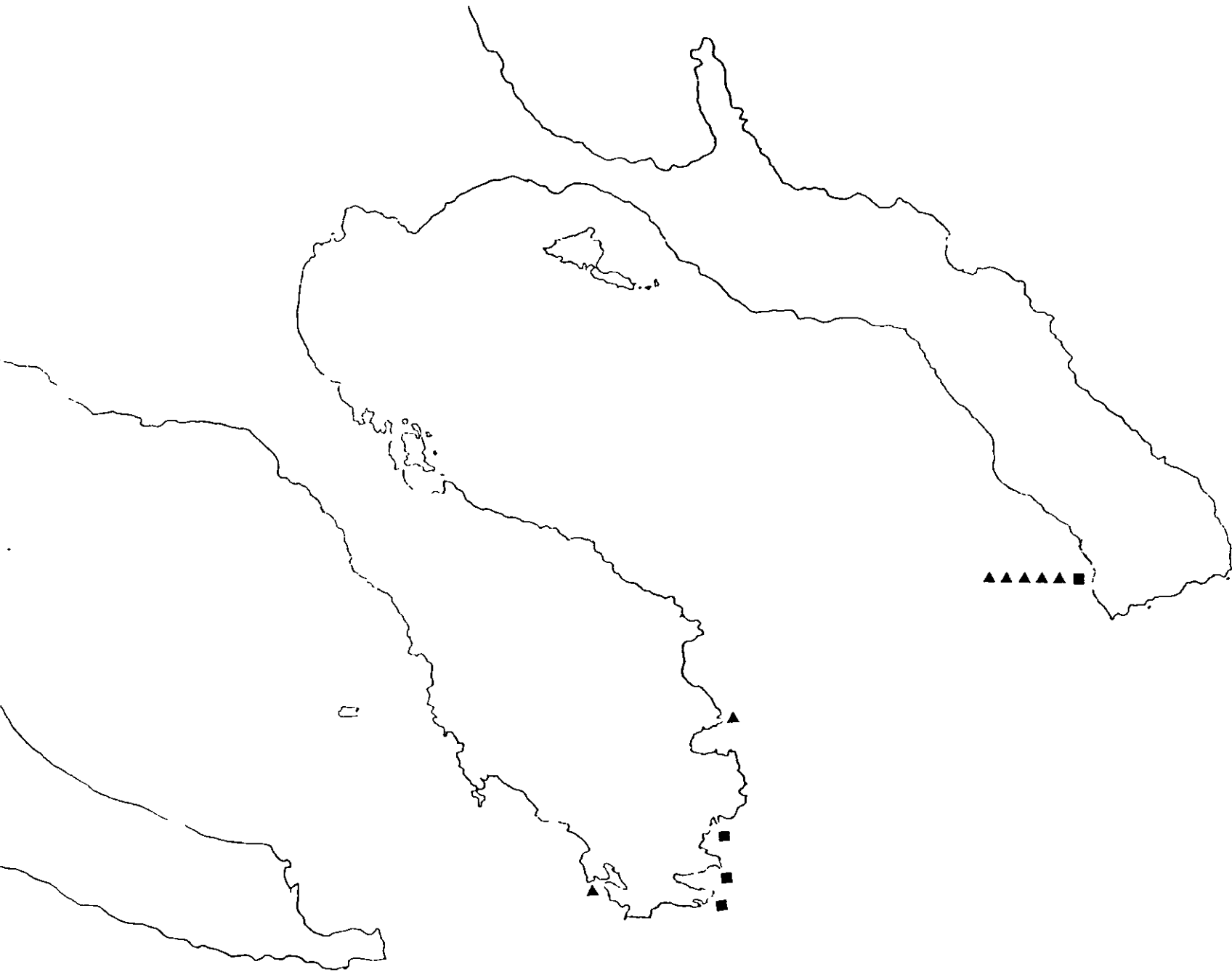


Figura 104 Localización de cuevas de cría en la Calcdica (■) y citas de crías (▲) según informantes locales hasta final de 1990

- CUEVA DE CRIA ACTUAL
- CUEVA DE CRIA DESTRUIDA
- ▲ CRIAS VISTAS ANTES DE 1990
- △ CRIAS VISTAS DESPUES DE 1990
- JOVENES DEL AÑO VISTOS DESDE 1990
-] CITAS SIMULTANEAS

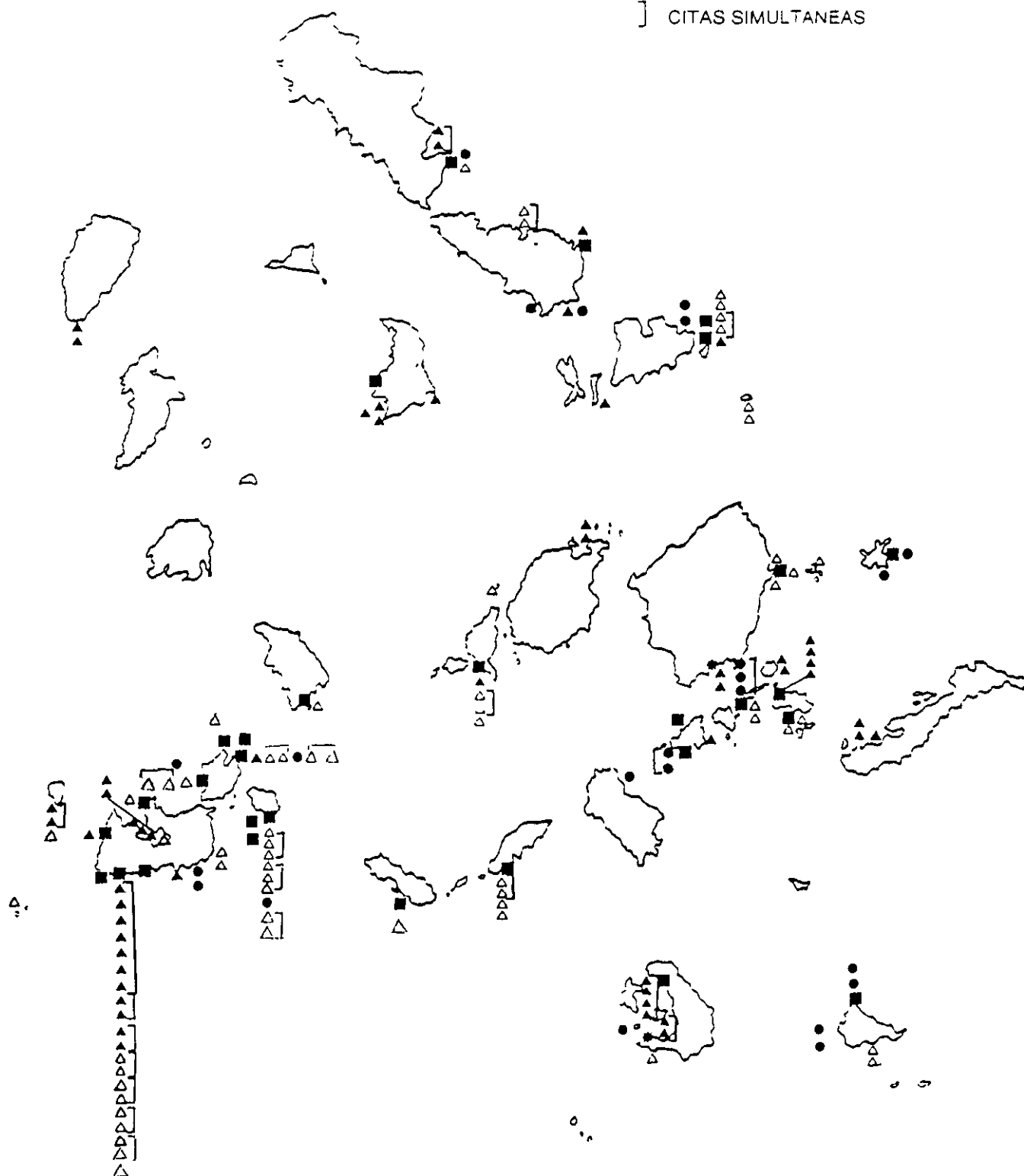


Figura 105 Localización de cuevas de cría en Cicladras y registros de cachorros hasta final de 1997

A continuación se examina la información disponible sobre la reproducción en las diferentes islas de Cícladas

Andros Los pescadores consideran tradicionalmente Korci, en el Sureste de Andros, como zona con alta presencia de focas y refieren el hecho de que a veces se oyen persistentes ladridos de focas provenientes de una cueva en el Cabo Ayos Kosmás. Estos ladridos suelen escucharse cuando se produce la formación del lazo materno filial en la especie y también en los enfrentamientos antagonísticos en estas cuevas. Además, un pescador atacó años atrás a una madre con dos crías en una playa al Sur del puerto de Korci y una cría fue observada en el mar al Sur de Ayos Kosmás en 1991. De acuerdo con estos datos es más que probable que exista reproducción en una cueva (AND-930309). No se debe descartar la posibilidad de que exista reproducción en el Norte de la isla. La mayoría de los pescadores de Andros son aficionados que pescan con pequeños botes y no se internan en el estrecho del Cabo de Oro, considerado uno de los puntos más peligrosos en esta zona del Mediterráneo. En consecuencia no hay información de esta índole en la zona.

Tinos Las focas crían en las cuevas de Tinos localizadas en el Cabo Feró Kremnó. Pensamos que al menos dos cuevas (TIN-930302 y TIN-930402) podrían ser utilizadas para ello. Aunque se han observado cachorros en otros puntos de la isla, estos posiblemente provinieran de este Cabo, pues probablemente todas las cuevas de la isla han sido localizadas y sólo una de ellas está en otra área.

Míconos Las focas del área de Míconos crían en el islote de Tragonisi. Se han encontrado crías acompañadas de adultos en un lugar tan distante como el islote de Oítapodi, alejado 6 mn en mar abierto. Este último islote ha sido explorado y no posee cuevas. Únicamente dos cuevas (DRA-930402 y DRA-930403) son cuevas de cría. Los partos podrían ocurrir también en vanas cuevas de Míconos, pero especialmente en una de ellas (MYK-930406). Esta cueva se halla en la actualidad muy contaminada con basura y especialmente con crudo, que crea una atmósfera saturada de vapores de hidrocarburos y la hace inhabitable. En el pasado se han escuchado insistentes ladridos de focas en una cueva (MYK-930405). Es probable que la cría haya acontecido en el Norte de Míconos, pero no hay posibilidad de obtener datos históricos ya que el área no es frecuentada por los pescadores debido a la prevalencia de vientos del Norte y la ausencia de resguardos contra temporales.

Donusa: La única cueva de Donusa es una cueva de cría. Un cachorro fue observado nadando en su entrada junto con un adulto en abril de 1992 y un joven del año solía descansar en la playa del puerto de Donusa entre marzo y abril del mismo año (posiblemente el mismo animal). Este podría ser el juvenil matado en Mácares en el verano de 1994, pues ese es un cazadero usado por las focas de la zona entre el este de Naxos y Donusa.

Naxos, Mácares Una cría avistada en Mácares en mayo de 1993 podría haber nacido en Donusa. La cueva de Mácares parece demasiado expuesta para una cría con éxito, pero un nacimiento esporádico en una cueva teóricamente muy expuesta no es descartable en la especie, como comprobamos en Políegos. Hay una cueva (NAX-940701) donde deben haber nacido las crías vistas en la península de

Muchuna, pues ninguna otra cueva en la zona reúne las condiciones necesarias para criar. Una cría fue observada descansando sobre una roca, al sur de Muchuna en 1992. Otra solía jugar junto a la entrada de esta cueva con el maestro del pueblo de Muchuna en 1985.

Amorgós: Los pescadores de esta isla no han observado crías en esta isla desde hace muchos años. No hay buenas cuevas para criar en la isla. Verriópulos (1984) cita reproducción en una cueva al sur de la bahía de Catápolá en 1981. Esta cueva posee una playa de 4 m de largo por 1,6 m de ancho, la orilla difiere sólo 40° de la abertura de la cueva que está a solo 5 m y que posee un techo muy elevado. Todo ello hace que la cueva esté demasiado expuesta a la luz y al oleaje, como para ser un refugio seguro incluso para descansar. Hay una cueva (AMO-930401) que ha mejorado desde la exploración por Verriópulos, porque una gran roca ha medio bloqueado la entrada protegiendo aun más la playa contra el oleaje, pero la cría en esta cueva sería también muy arriesgada. Un adulto con dos crías es citado por Verriópulos (1984) cerca del islote Petalida, cerca de Grambusa. La distancia hasta la cueva de cría del islote Lubadiani, junto a Keros no es suficiente para excluir su origen en esa cueva. Ronald y Healey (1974) citan una madre con cría matados en 1970 en Amorgós tras ser hallados en una cueva de 120 m de diámetro situada en el Cabo "Analaros". No encontramos ni una cueva de ese tamaño en la isla ni el citado Cabo, que podría ser una mala traducción o bien de Antíkeros (explorada y sin cuevas) o bien de Anidros, un islote 10 mn al sur de Amorgos, que no hemos podido explorar.

Kufonisia: En esta isla hay una buena cueva KKO-940702 para criar, y el posible nacimiento de tres cachorros en la temporada 1993-94 no debería excluirse, pues tres jóvenes del año fueron vistos junto a su entrada en Abril de 1994. Otras dos crías fueron observadas cerca de ella en septiembre de 1992. La cría también podría tener éxito en otra cueva (KKO-940701), que también está muy protegida.

Keros: Hay registros históricos de crías junto a la entrada de una cueva en el Noroeste de la isla (KER-940705). También existe otra (KER-940703) que tiene muy buenas condiciones para la crianza. Crías y jóvenes del año han sido observados en la zona. Una cría nacida en la temporada 1989-90 fue observado regularmente hasta que murió ahogada en el mismo punto en julio de 1990. Otro joven del año es citado junto a un adulto hasta agosto de 1992.

Iraklia: Los cachorros son criados en una cueva (IRA-940802) y posiblemente también en otra (IRA-940803) aunque las observaciones proceden sólo del Sur de la isla, donde se localiza la primera. En la temporada 1993-94 nacieron dos crías y sobrevivieron al invierno. Entre 1989 y 1991 nacieron al menos dos crías diferentes, muriendo la última ahogada en una red al Este de la isla.

Paros, Antíparos, Despoticó, Estronguilló: La reproducción en esta zona tiene lugar en una única cueva (ANT-920602), la cual es conocida por los pescadores de Antíparos, que entran en ella a matar crías. Un colaborador local vió una cría el 28 de Octubre de 1994 nadando junto al islote de Ayos Espiridonas en el norte de Antíparos. Esto probablemente indica reproducción en la cueva mencionada, ese año. Otra cría nació en esa cueva un año antes y su suerte es incierta, pues un conocido matador de focas entró en ella el 8 de septiembre de 1993, encontrando a esta junto a dos adultos. En marzo y

abril de 1992 se observaron dos crías o jóvenes del año juntos. Según la población local, se han observado crías también en años anteriores, pero sin concretarse fechas.

Políegos. La importancia de esta isla para la cría se refleja en el registro de tres crías en Políegos en mayo de 1990 y de otras tres en 1994, año en el que también acontecieron dos nacimientos en la cercana isla de Kimolos. Es muy probable que hayan ocurrido otros nacimientos entre estas fechas, pero no existen apenas datos. Una cría fue observada entre el 20 de agosto y el 5 de septiembre en el noreste de Políegos. La primera cría registrada en el otoño de 1994 fue encontrada nadando en una cueva (POL-940901). Esta no es una cueva segura para partos y su playa desapareció antes del que la cría fuera destetada. El cachorro fue tomado por la madre hasta otra cueva cercana (POL-940902), en la que fue observado durante su período de muda. Esta cría fue también observada en otra cueva (POL-920501), junto con dos nuevas crías nacidas allí. Otras dos crías nacieron en este grupo de cuevas en 1997.

Kimolos: Una cría nació en una de las cuevas de esta isla (KIM-920502) poco después del 6 de octubre de 1994 y fue hallada muerta el 17 del mismo mes en avanzado estado de descomposición (cuerpo hinchado, sin pelo). El animal probablemente murió a consecuencia de una fuerte tormenta del SE, que empezó pocos días después de la primera visita citada y azotó la cueva. La cabeza de la cría estaba atascada entre dos rocas al nivel de la orilla, por lo que si el animal no murió de los golpes pereció ahogado. El cadáver no pudo ser recogido. El 27 de octubre de 1994 una nueva cría nació en la misma cueva y fue vista casi mudada 41 días después a otra cueva de la misma isla (KIM-940905). En octubre de 1996 una hembra se comportaba en la galería de la cueva como si tuviera una cría en la playa, pues ladraba continuamente y giraba en círculos debido a nuestra presencia. No entramos para no molestarla. En octubre de 1997 nacieron otras dos crías en esa cueva. Por otro lado, un cachorro nació en otra cueva (KIM-940903) en septiembre de 1997 y otros dos en la cueva KIM-940905 en septiembre y octubre del mismo año. Además, existe una cita de una cría matada en la cueva KIM-920503 sobre 1964. Esta cueva es más segura para criar que la cueva cercana en la cual tuvieron lugar los nacimientos anteriormente citados. La cría vista en 1991 en el norte de Políegos pudo haber nacido en una de estas dos cuevas.

Milos: Existen muchos registros de nacimientos en Milos (ver tabla 31). Las crías observadas en 1994 han sido registradas en el Sur de Antimilos (una cría mudada en junio), norte de Milos (una cría en lanugo en verano), y una posible cría en los islotes Ananes, la primera semana de septiembre de ese año. Dos crías en lanugo fueron avistadas juntas por colaboradores locales en el SE de Milos en agosto o septiembre de 1993. Considerando la localización, estas podrían también haber nacido en el sur de Políegos. El mayor número de nacimientos parece ocurrir en dos cuevas (MIL-940802 y MIL-940803), pues casi todos los avistamientos de crías registrados históricamente han tenido lugar en ellas. Concretamente, al menos 20 cachorros han sido observados en la primera cueva desde 1965, de los cuales 15 han sido matados por pescadores dentro de ella, ¡7 de ellos juntos! Se debe destacar la existencia de una cueva submarina en el llamado Cabo Negro, (al W de Milos). Una cría y un joven fueron vistos juntos en ella en el verano de 1987. La cueva tiene al menos dos cámaras de aire pero no se ha podido acceder a ellas con los equipos autónomos, pues no caben los tanques de aire y no nos

arriesgamos a bucear hasta la cámara de aire sin ellos. Esta cueva podría explicar la observación de crías en Antímitos, que no posee cuevas conocidas.

Folegandros, Kardiotisa: Sólo una cría ha sido observada viva en Folégandros. Era un cachorro nadando en la bahía central de la cara sur, en la que se encuentra una cueva (FOL-920501). Fue avistado durmiendo boca arriba en el mar a unos 50m de la costa en la tercera semana de abril de 1997. El animal se despertó y huyó buceando hacia el fondo. Una cría fue hallada muerta en la playa al sur del puerto de Folégandros en diciembre de 1993. Teníamos nuestras dudas de que la cría hubiera nacido en la cueva citada, pues se halla muy expuesta, especialmente si se compara con las cuevas del norte de la isla. Por ello se efectuó una nueva exploración de la zona en 1997, descubriéndose otra cueva (FOL-970901), que reúne condiciones muy apropiadas para la reproducción y tenía muchas huellas y olor fuerte a foca.

Síkinos: Parece que la cría ocurre tácticamente bien en el islote Kalogeros (cueva KAL-920501) o en el sur de Síkinos (cueva SIK-920503) según se desprende de las observaciones de crías alrededor de ellas. Se han observado crías en las primaveras de 1991, 1992, y 1993, todas ellas cerca de una cueva (SIK-920503).

Los: Un joven del año es citado en el área de Patroklo, en la cara NE de los en marzo de 1994. Esta foca podría ser uno de los animales nacidos en Iraklia, pues no tenemos ninguna información histórica sobre reproducción en la isla de los.

Santorini: Una cría es citada en verano de 1993 al Sur de Santorini. Este animal posiblemente sobrevivió, pues un joven del año fue observado alrededor del islote Aspro en abril de 1994. Según la población local hay una cueva en el SW de Santorini la cual no pudimos encontrar tras explorar la zona. Podría tener una playa que desaparece temporalmente, pues el área manna próxima tiene fondo arenoso. En todo caso nos inclinamos por pensar que el animal nació en una de las cuevas del interior de la bahía, que son seguras, existiendo además datos históricos de cría en una de ellas (SAN-920502). La cueva destruida al ser transformada un pescador en almacén era también una cueva de cría.

Anafi: La reproducción en Anafi debe tener lugar en el Cabo Norte, donde están las dos únicas cuevas halladas en la isla. Un adulto con dos crías mudando fueron avistados al oeste de Anafi a comienzos de julio de 1994.

Sifnos: Un adulto con una cría fue observado en el islote de Kitriani en septiembre de 1994. El islote parece albergar tres cuevas según la exploración del Sur de Sifnos hecha por Vernópulos (1984). El mismo autor cita dos cuevas "bastante profundas" en el Cabo Sur de Sifnos.

Sérifos: No hay datos históricos sobre cría en esta isla. Los pescadores nunca han visto crías en la isla.

Kíznos Esta isla es un caso similar a la anterior

Kea Los únicos cotos de cría en Kea proceden de Vlachoutsikou y Lazandis (1990). Ellos citan una foca con un cachorro en una cueva en Traomanda sobre 1975, y una hembra dando de mamar a dos crías en una roca en el área de Petrusa, al sur sobre 1960. La isla no ha sido explorada.

Siros: La cría puede ocurrir en una cueva situada en las faldas del monte Harasóna, en el Oeste de la isla. Una cría fue observada en la primavera de 1990 fuera de esa cueva. Marchessaux y Duguy (1976) encontraron dos crías muertas en el cercano pueblo de Posidonia. Los mismos autores observaron una cría con su madre en la bahía de Ambela en 1976, lugar en el que la actividad de la especie es alta, pues existe una cueva en el Cabo Este de Siros.

Yaros: No hay datos de cría en Yaros, porque esta isla es una base militar con la navegación prohibida en sus costas.

Mar Jónico

Zákintos La cría ocurre en esta isla en dos zonas principales, el SW y el NW. Hasta hace pocos años existía también reproducción en el NE de la isla, pero el aumento de la presión humana, especialmente tras la construcción de carreteras en los últimos diez años, ha causado que ya no se registren partos en esa zona. Hay una cueva utilizada para cría (ZAK-910712). Hoy en día, los bañistas llegan andando desde una carretera sobre ella hasta la orilla del mar, junto a su entrada. La figura 106 muestra los registros de crías en esta isla, antes y después de comenzar su estudio.

En el SW son utilizadas en la cría al menos cuatro cuevas. La primera (ZAK-910602) es una enorme cueva de cría, en la que se observan cachorros cada año desde el comienzo del estudio en 1990. Ese año se observó una cría mudada el 20/11 y otra sin mudar el 29/12. El 03/03/91 todavía había una cría en ella. El 21/12/92 fue observada una cría mudada, posiblemente nacida en la segunda (ZAK-910603). En noviembre de 1993 una cría nació en esta cueva. Previamente, un pescador afirma haber matado dos crías en esta cueva en octubre de 1988. Otro, asegura que en 1973-74 vio 10 focas en su interior, cuatro de ellas cachorros de los que mató a tres. Esta segunda cueva está muy próxima a la primera y hemos observado crías en ella en muchas ocasiones. El 10/01/91 una cría mudada estaba durmiendo en la galería y sólo se despertó y huyó momentos antes de tocarla, pues se la daba por muerta. Fue observada de nuevo nadando en la galería el 07/02/91. El 01/11/92 una cría en lanugo fue observada junto a una hembra y otro adulto. El 11/03/93 una cría recientemente mudada, y por tanto distinta a la anterior, fue observada en esta cueva junto a una hembra adulta. El 28/01/89 Vlachoutsikou (1989) vio aquí una cría mudada.

En la tercera cueva (ZAK-910606) observamos dos cachorros mudados junto a un adulto muy grande, color ceniza con toda su parte inferior blanca, y dos hembras adultas el 04/12/91. Uno de los

adultos, hallado 25 días antes en la orilla saltó al agua y estuvo dando giros, ladrando hacia la playa. Abandonamos la cueva para no molestarla más, y pensamos que estaba llamando a la cría para huir juntas, pues no llegó a abandonar la cueva a pesar de su alarma.

Una cuara cueva (ZAK-910604) es un lugar muy seguro para criar, pues la laguna existente en su fondo es ideal para que la cría se ejercite en la natación sin correr ningún riesgo. No obstante sólo una vez fue observado un joven del año junto a una hembra, el 17/01/89 (Vlachoutsikou 1989), en una de las pocas ocasiones en que nos aventuramos a entrar en esta arriesgada cueva.

En el NW existen dos cuevas más utilizadas para la cría. Una de ellas (ZAK-930701) posee una gran playa con una cámara muy escondida al fondo. Rastros de cría han sido hallados en dos ocasiones por nosotros. En ella fue observado un cachorro en Abril de 1988, según un residente de la isla. La otra (ZAK-930706) está perfectamente protegida del oleaje y hay informes de que una cría fue matada en su interior hace años.

Mar Adriático

Croacia. Todas las cuevas halladas en Dalmacia parecen ser apropiadas para la cría, pero no existen datos históricos de reproducción, probablemente porque los pescadores locales no parecían aventurarse tan fácilmente en el interior de las cuevas a matar focas, como ocurre en Grecia. La presencia constante de focas durante años es una indicación de que la reproducción efectivamente tenía lugar en la región.

Albania. El único ejemplar disecado observado en este país es una cría matada en Sarandës, junto a la frontera con Grecia en 1944. No existen más datos que nos permitan ahondar en el tema.

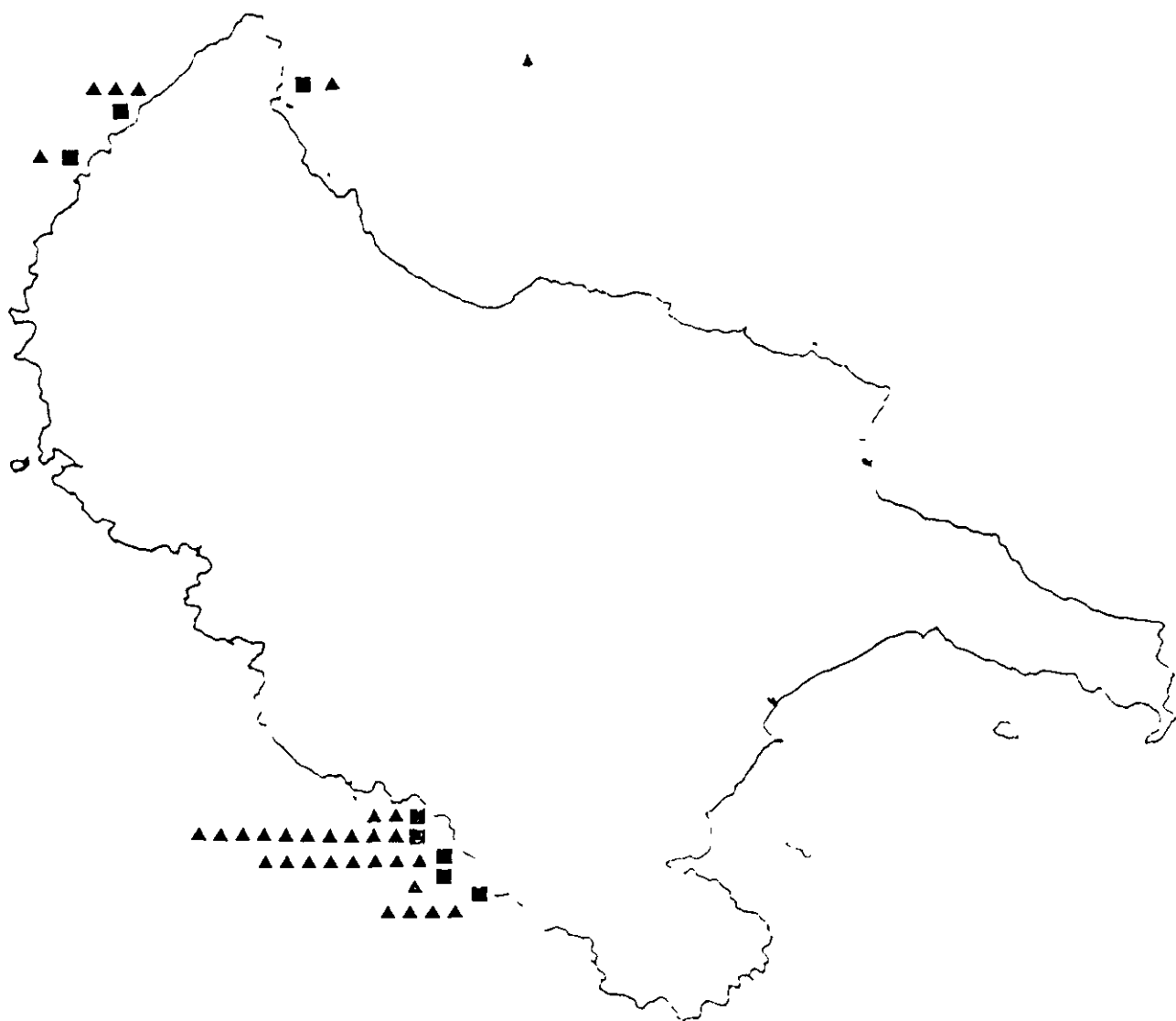


Figura 106 Localización de cuevas de cría en Zákintos (■) y registros de cachorros (▲) hasta final de 1997

6.1.2 Selección de hábitat Zakintos

Para el caso concreto de la isla de Zakintos, nuestra permanencia prolongada en ella nos permitió evaluar no solo el uso de las cuevas para la cría, sino también de una forma más extensiva, aproximarnos a la selección del hábitat terrestre que hacen los ejemplares de esta especie.

Las focas monje no utilizan cualquier cueva que encuentren en la línea de costa. Parecen tener preferencias tanto para descansar como para la cría. Para evaluar en lo posible cómo es el uso y la selección de este hábitat por la especie se efectuó el seguimiento periódico de las cuevas de Zákintos con la metodología ya descrita en el apartado de métodos. Se expone a continuación lo averiguado a este respecto.

Índice de uso de las cuevas alrededor de la isla

El uso de cuevas por las focas fue comprobado periódicamente en dos fases: la primera entre octubre de 1990 y enero de 1992, la segunda entre octubre de 1992 y septiembre de 1993.

Durante el período comprendido entre octubre de 1990 y enero de 1992 se efectuó el seguimiento del uso de cuevas en tres sectores de la isla denominados: suroeste (SW), sureste (SE) y noreste (NE), en función de la orientación general de sus líneas de costa. Se realizaron 1337 visitas a 50 cuevas, con un promedio de 26,7 visitas a cada una.

En el sector SW se siguieron 15 cuevas, y durante 399 visitas, se encontraron evidencias del paso de la especie en 88 ocasiones (22,05%) en 8 cuevas (Figura 107).

En el sector SE se siguieron 22 cuevas, y durante 837 visitas, se encontraron evidencias del paso de la especie en sólo 8 ocasiones (0,96%) en 3 cuevas (Figura 107).

El sector NE se exploró durante el verano de 1991. El seguimiento de 13 de las 17 cuevas halladas se continuó a nado. Los 101 chequeos efectuados dieron un balance de 14 visitas de focas (13,9%) a 7 cuevas.

Durante el período comprendido entre octubre de 1992 y septiembre de 1993 se efectuó el seguimiento del uso de cuevas en cuatro sectores de la isla: suroeste (SW), sureste (SE), noroeste (NW), y noreste (NE). Se realizaron 1312 visitas a 61 cuevas, con un promedio de 21,5 visitas a cada una.

En el sector SW se siguieron 16 cuevas, y durante 346 visitas, se encontraron evidencias del paso de la especie en 78 ocasiones (22,54%) en 7 cuevas (Figura 108).

En el sector SE se siguieron 22 cuevas, y durante 596 visitas, se encontraron evidencias del paso de la especie en 15 ocasiones (2,52%) en 5 cuevas (Figura 108).

El seguimiento periódico del sector NE, que comenzó a nado desde la costa en el verano de 1991, continuó durante este período de estudio con lancha neumática. Durante las 272 visitas realizadas a 15 cuevas se encontró evidencia de su uso en 20 ocasiones (7,35%) en 6 cuevas (Figura 108).

El seguimiento del sector NW, que fue explorado en el verano de 1991, comenzó durante esta nueva fase del estudio. En las 98 visitas efectuadas a 8 cuevas se hallaron evidencias en 30 ocasiones (30,6%) en 2 cuevas (Figura 108).

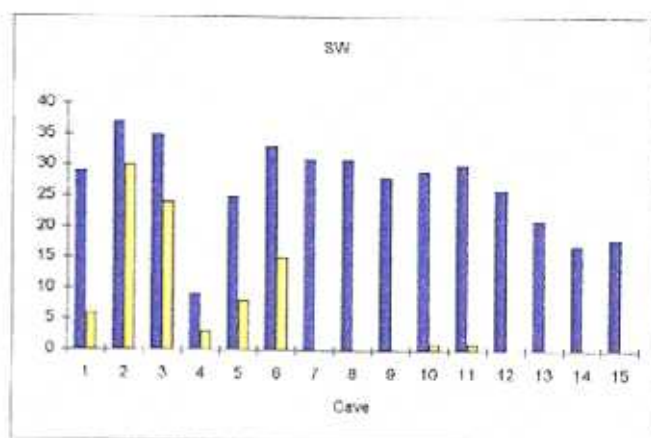
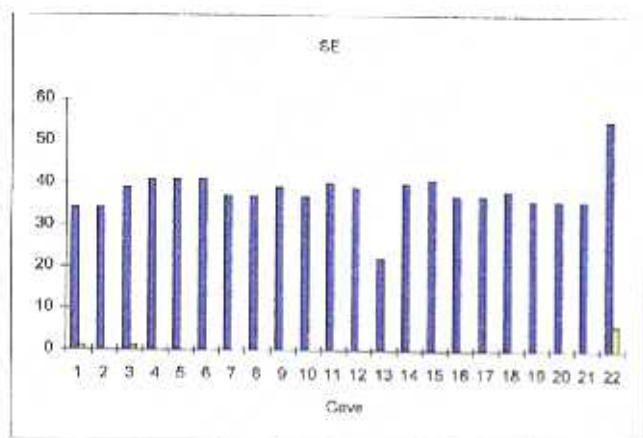


Figura 107. Uso de cuevas en Zakintos entre octubre de 1990 y enero de 1992

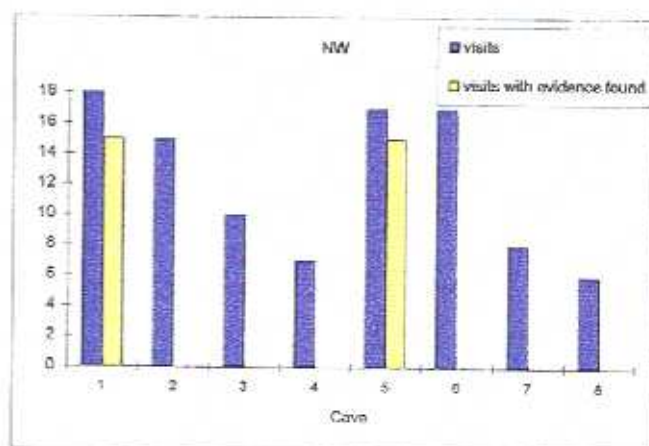
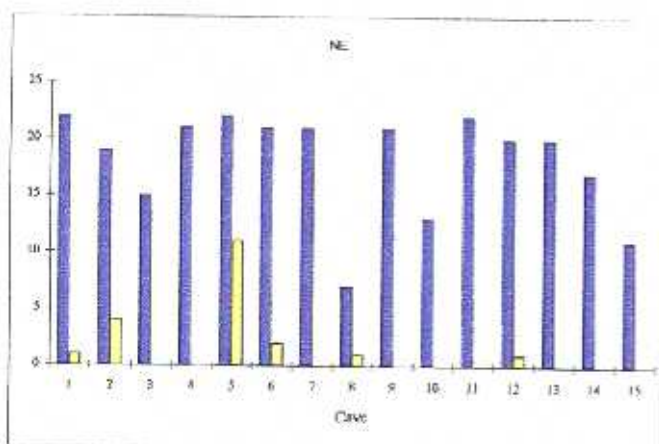
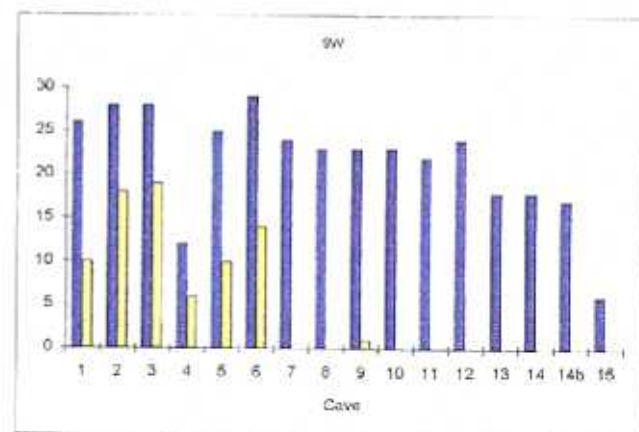
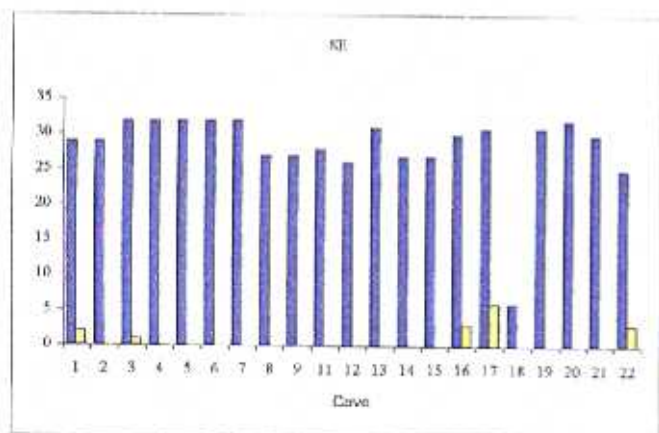


Figura 108. Uso de cuevas en Zakintos entre julio de 1992 y septiembre de 1993

Se observaron las siguientes tendencias en estas áreas en relación con el seguimiento efectuado en la primera fase del estudio

La costa SW es utilizada con aproximadamente la misma frecuencia que en el período previo (22,05%). Las cuevas utilizadas son las mismas

La costa SE es usada más intensamente durante esta última fase. Esto lo refleja principalmente el uso de dos cuevas más.

El NE de la isla ha experimentado una importante reducción en su uso por las focas.

La frecuencia de uso anterior fue casi el doble de la última. Esto coincide con la matanza de dos focas en el área y la fuerte degradación de esa costa durante los dos últimos años de seguimiento, debido a la construcción de una carretera costera que pasa a escasos metros de la orilla del mar.

Los resultados sugieren que el sector NW posee la mayor actividad terrestre de las focas. Sin embargo debe considerarse el hecho de que el sustrato de las dos cuevas usadas en este sector marca perfectamente las huellas de las focas y de que además se efectuaron menor número de visitas a esta zona. Ambos factores contribuyeron a aumentar el porcentaje de actividad encontrada en relación con otros sectores

El sector SW es una zona muy frecuentada por la especie. Mucho más que el SE y el NE. La presencia en el lado oeste de la isla de todas las cuevas de cría usadas regularmente convierten este área en vital para la conservación de las focas en la isla. La reducción en el uso del sector NE refleja la influencia negativa de la reciente intervención humana en la zona.

Seguimiento periódico de las cuevas

El uso a lo largo del año de las cuevas existentes en las cuatro zonas estudiadas en Zákintos (SW,SE,NE y NW) durante el período de estudio se muestra en las figuras 109 a 111.

Las cuevas visitadas con mayor frecuencia a lo largo del año parecen ser la NW1 y la NW5. También son comúnmente visitadas las cuevas SW2 y SW3. Las cuevas SW1, SW4, SW5 y SW6 desempeñan asimismo un importante papel en el uso de hábitat terrestre, como se reveló en las dos fases del seguimiento. El uso de cuevas del sector SE es mínimo. Existe un abandono estacional de esas cuevas, a pesar de la presencia de focas en las aguas adyacentes a lo largo de todo el año. La

cueva NE5 es la mas densamente usada de su área, con más del doble de visitas por parte de las focas que la siguiente en importancia

Debe puntualizarse que siempre es posible el borrado de rastros dejados entre dos visitas consecutivas antes de que estos puedan ser observados, conduciendo a una subestimación del uso de una cueva. Las consecuencias de esta limitación son mayores en los resultados obtenidos para cuevas con muy pocas evidencias registradas.

Tipos y distribución temporal de rastros en las cuevas sometidas a seguimiento.

Cuevas del área SW

Todos los tipos de huella registrados en estas cuevas, con su frecuencia de aparición se muestran en las figuras 112 a 115, agrupadas en intervalos de un mes (no se incluyen las cuevas con rastros ocasionales excepto SW10 y SW11 en la primera fase de seguimiento). La ausencia de un tipo de huella en una gráfica implica la no aparición de este durante toda la fase del estudio. Conviene hacer aquí algunas puntualizaciones sobre el registro de huellas: la mayoría de las cuevas de la zona SW tienen playas de grandes cantos rodados, lo que dificulta la formación de rastros de paso y depresiones de descanso en ese sector. Dependiendo del estado del tiempo, la acumulación temporal de pequeños guijarros o hierba marina puede facilitar el registro temporal de huellas en algunas zonas de las playas que normalmente no lo permiten. Los excrementos parecen tener una tasa de desaparición muy baja. Las observaciones de focas influyen en el registro de otros tipos de evidencias, pues se detiene o no se inicia la inspección de la playa con el fin de no molestar al animal.

A continuación se describe el uso específico observado para cada cueva chequeada regularmente en Zákintos.

Cueva SW Esta cueva es la menor de las usadas regularmente por las focas. Parece ser utilizada estacionalmente, en primavera y en verano (Figuras 112 y 114). La proximidad de cuevas muy buenas a pocos cientos de metros puede influir su uso, pues no parece muy resguardada.

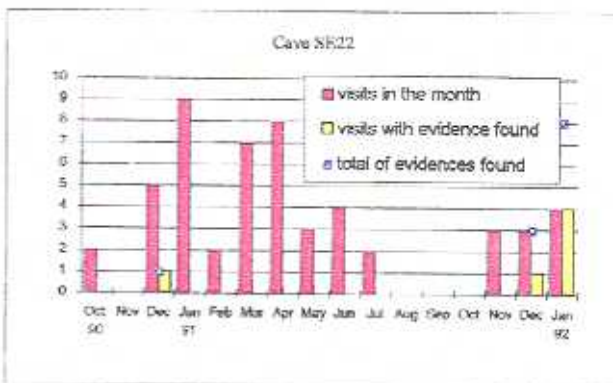
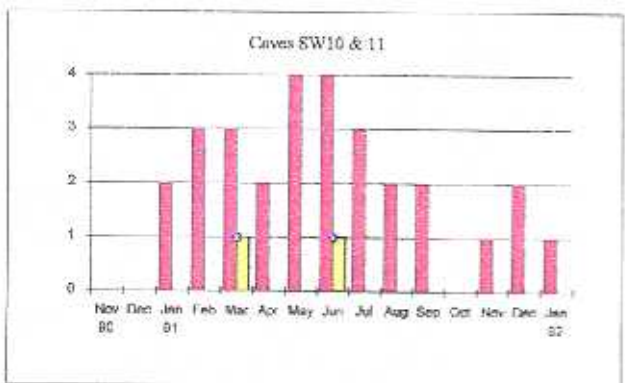
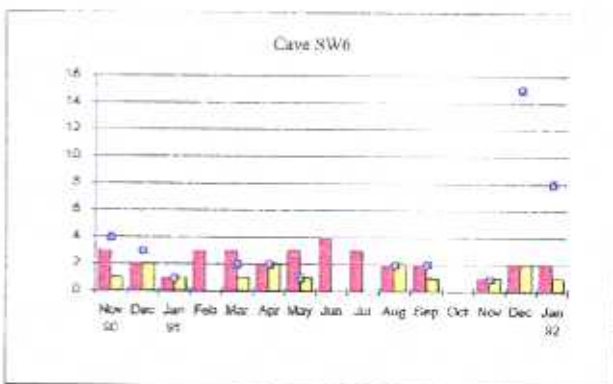
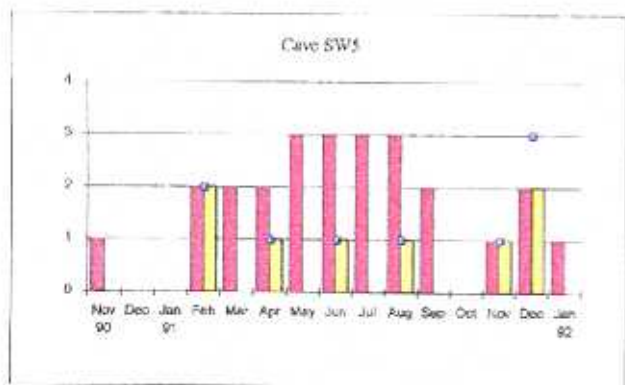
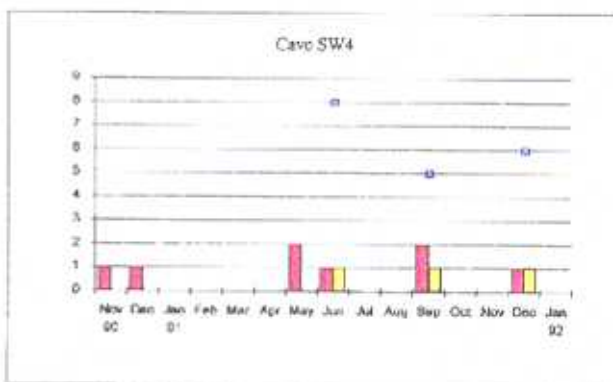
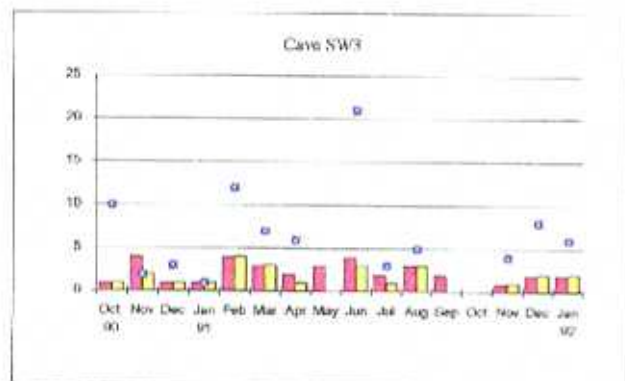
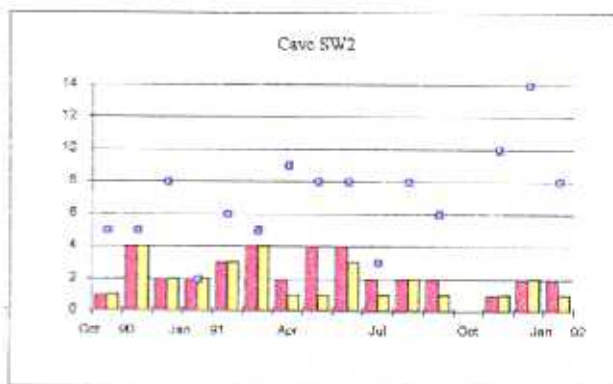
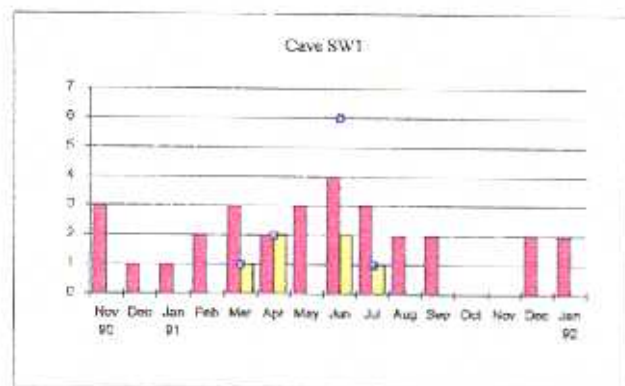


Figura 109. Visitas a cuevas y hallazgos de rastros en Zakintos entre octubre de 1990 y enero de 1992

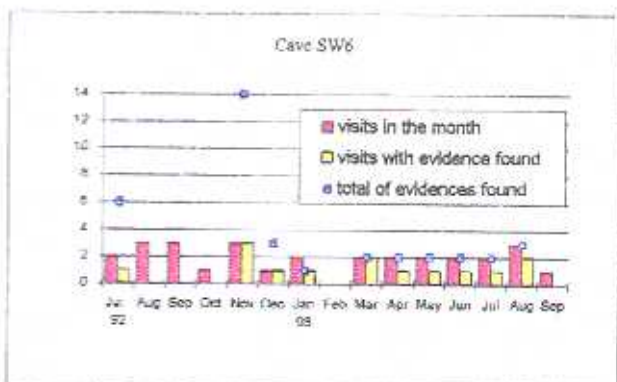
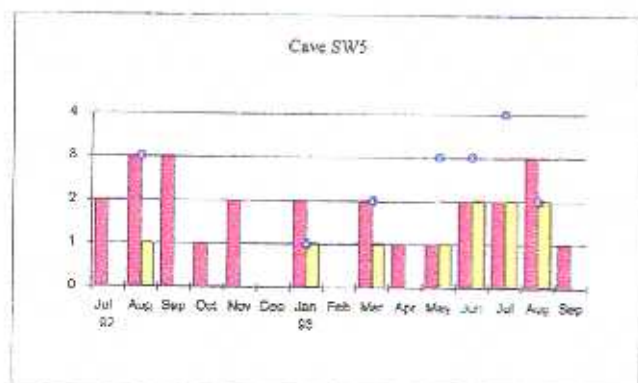
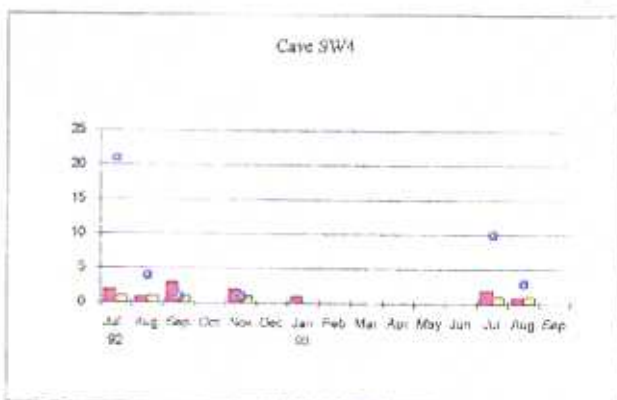
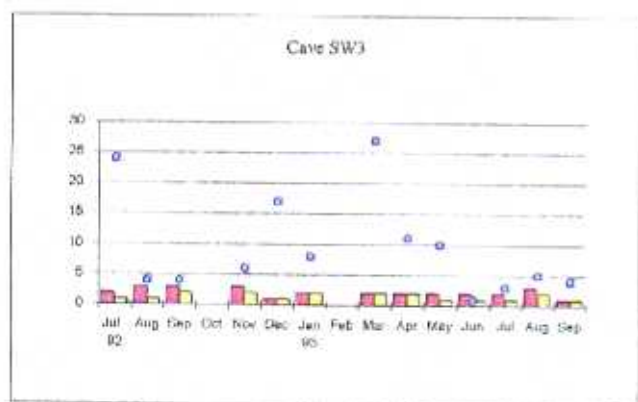
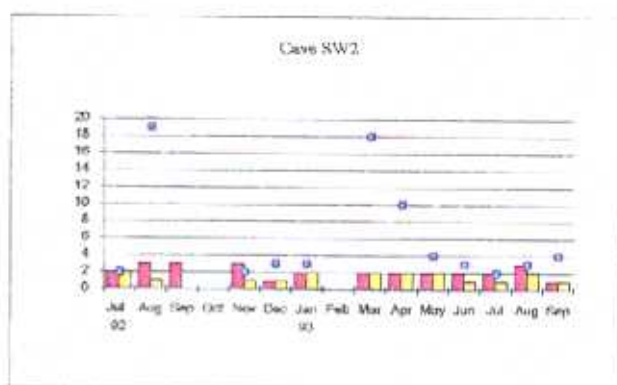
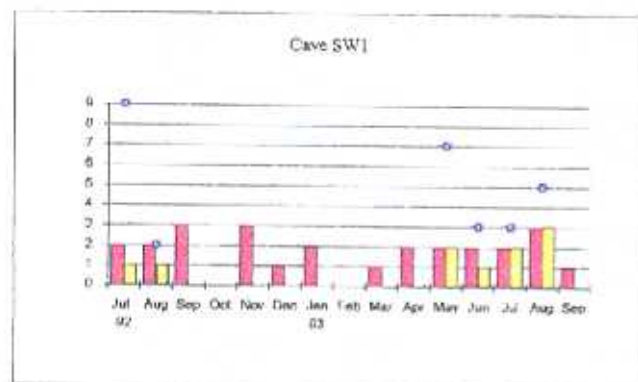


Figura 110. Visitas a cuevas y hallazgos de rastros en Zakintos entre julio de 1992 y septiembre de 1993

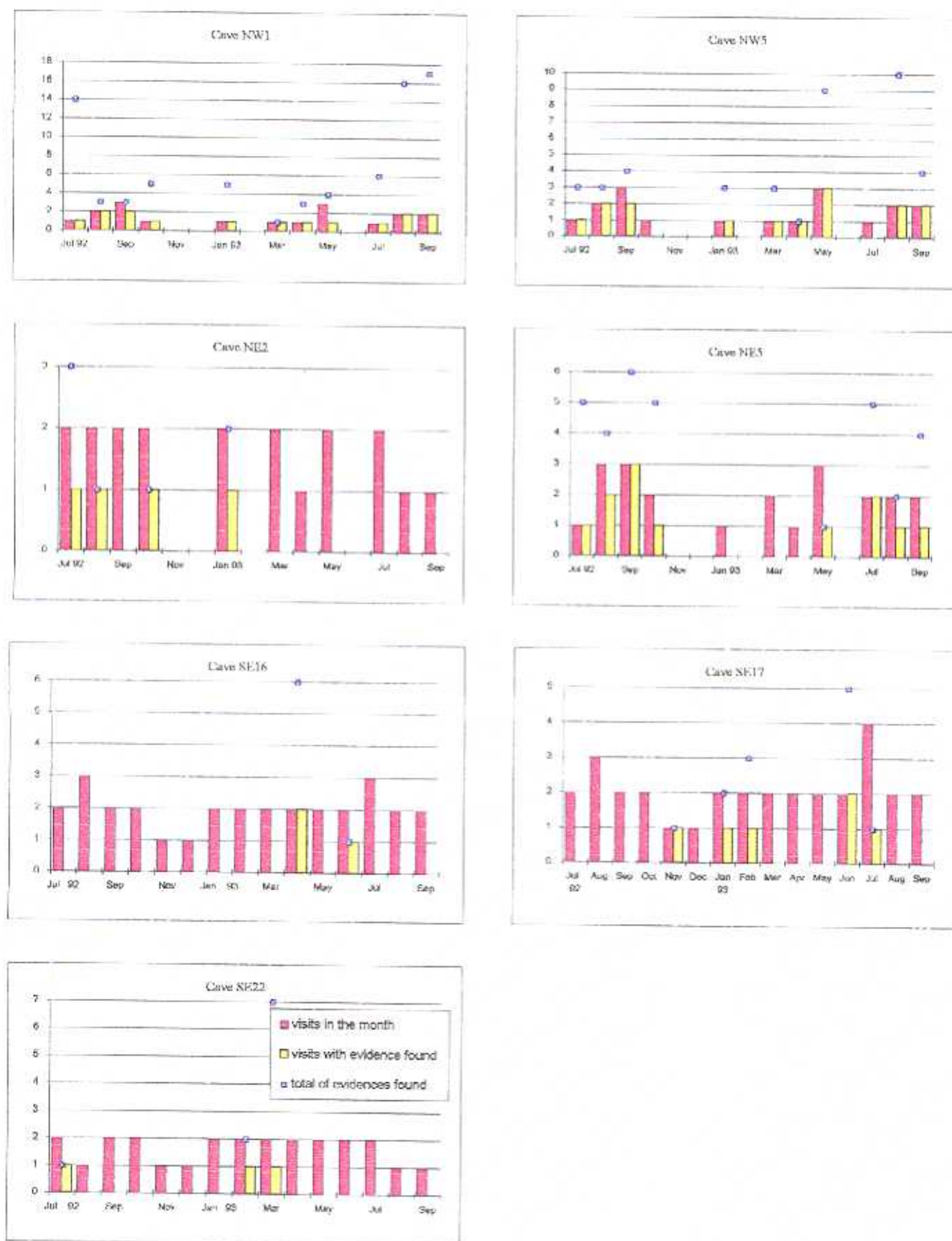


Figura 111. Visitas a cuevas y hallazgos de rastros en Zakintos entre julio de 1992 y septiembre de 1993

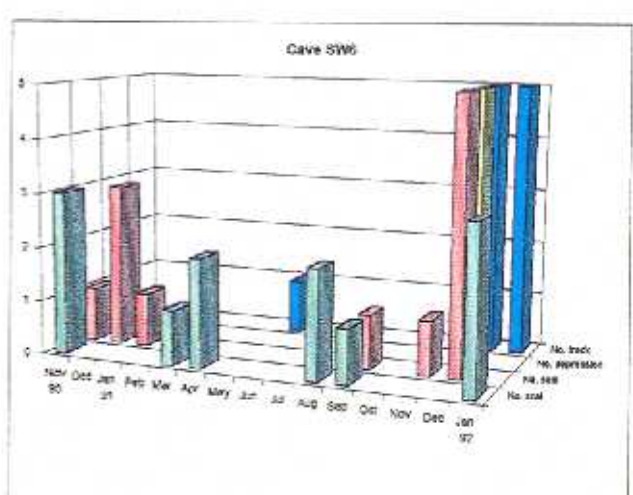
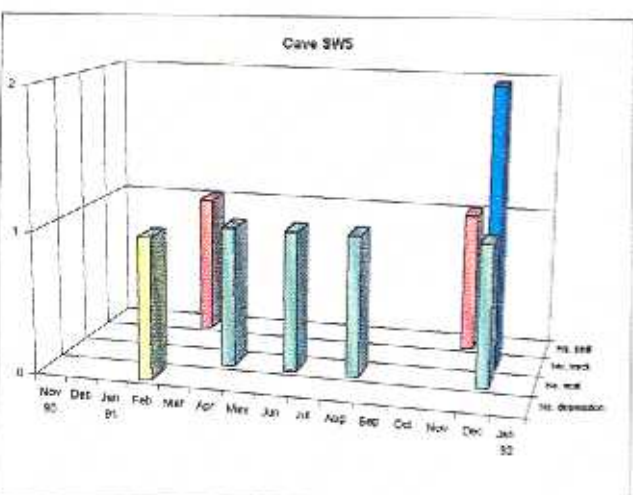
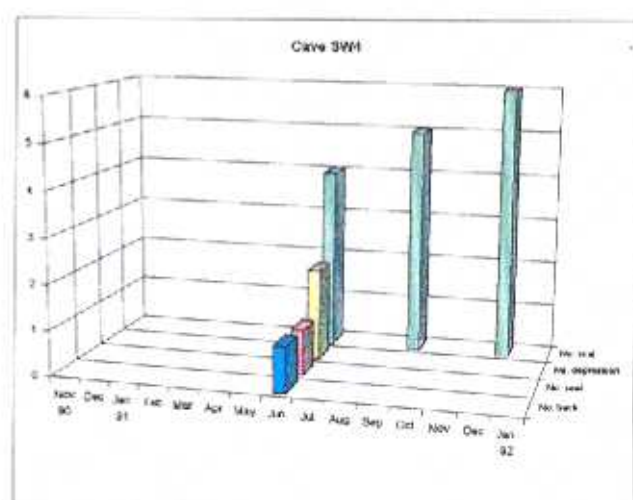
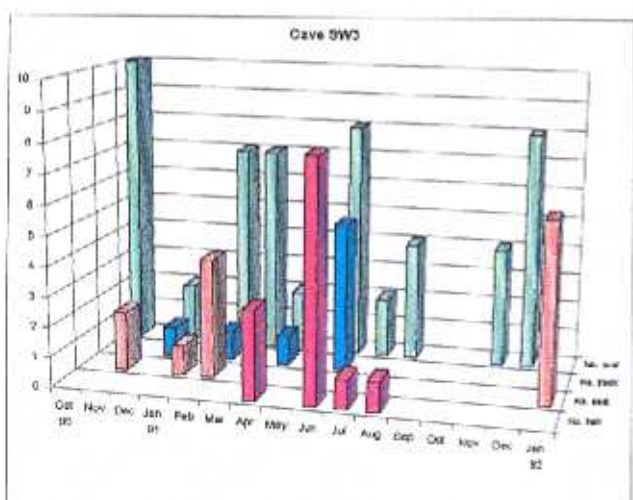
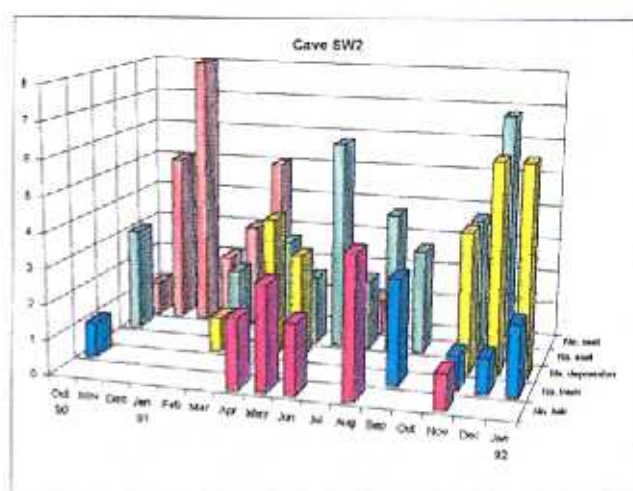
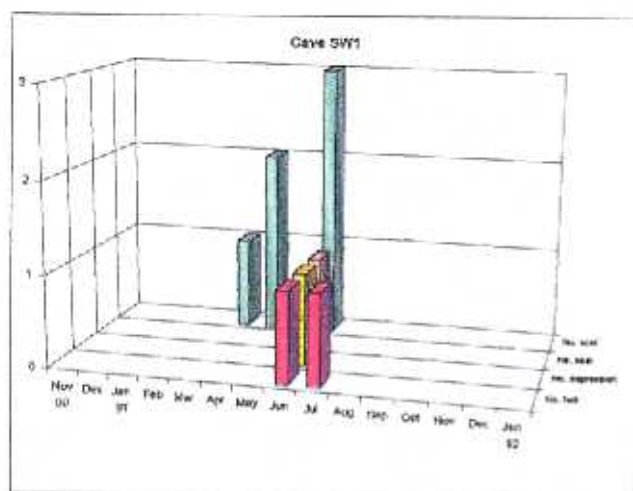


Figura 112. Tipos de rastros en cuevas de Zákintos entre octubre de 1990 y enero de 1992.

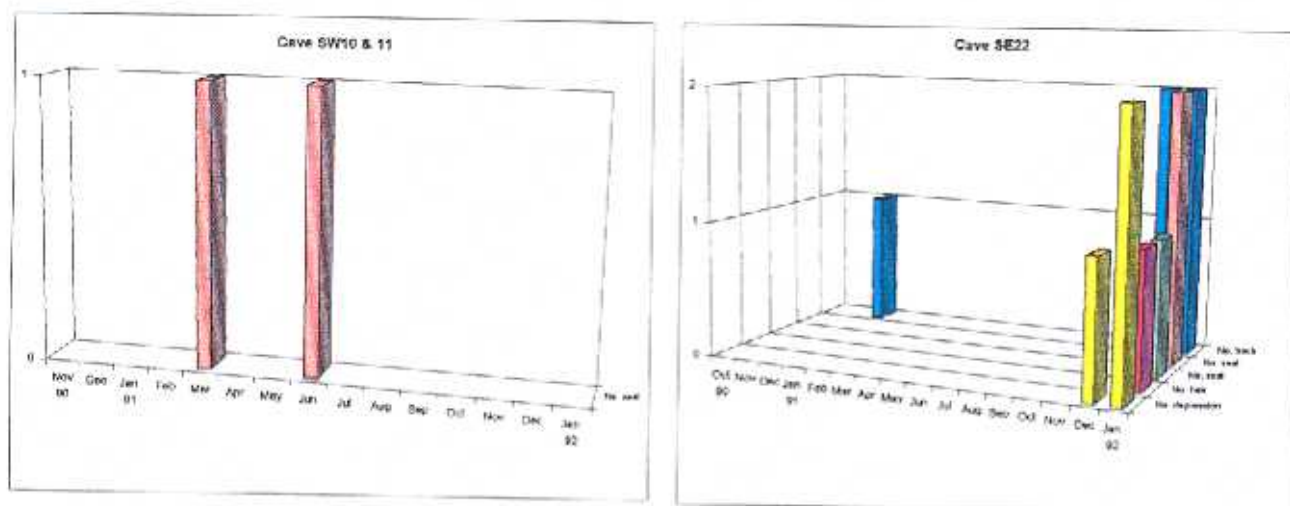


Figura 113. Tipos de rastros en cuevas de Zákintos entre octubre de 1990 y enero de 1992.

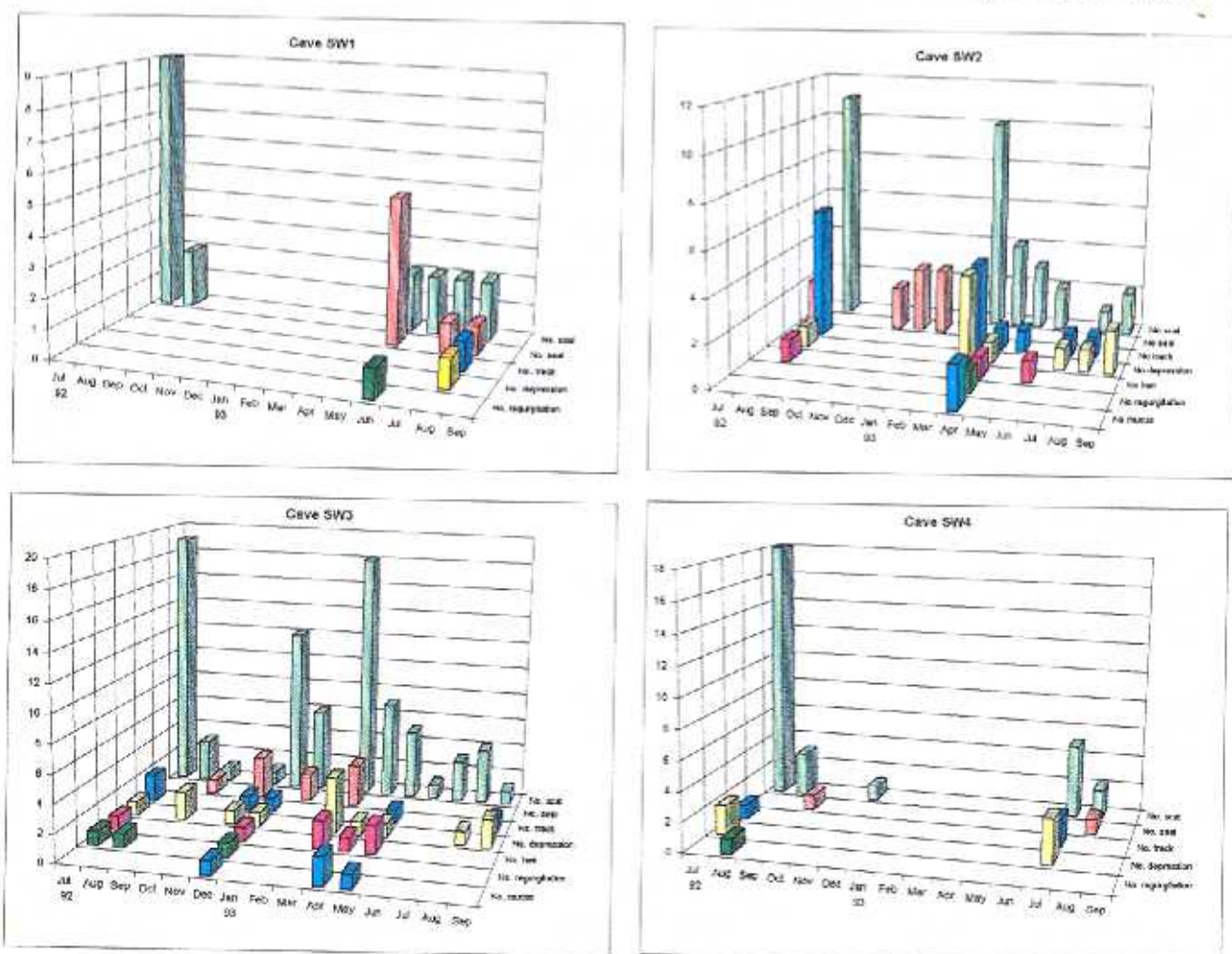


Figura 114. Tipos de rastros en cuevas de Zákintos entre julio de 1992 y septiembre de 1993.

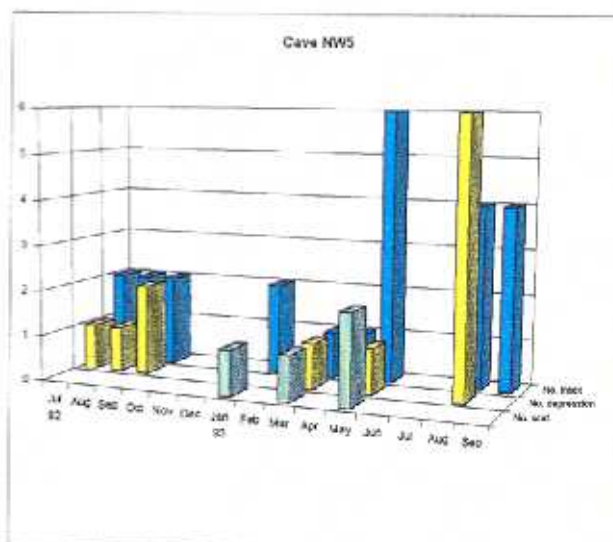
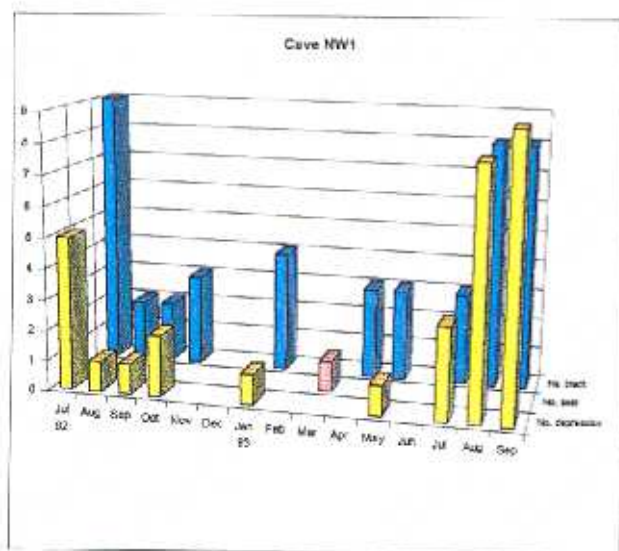
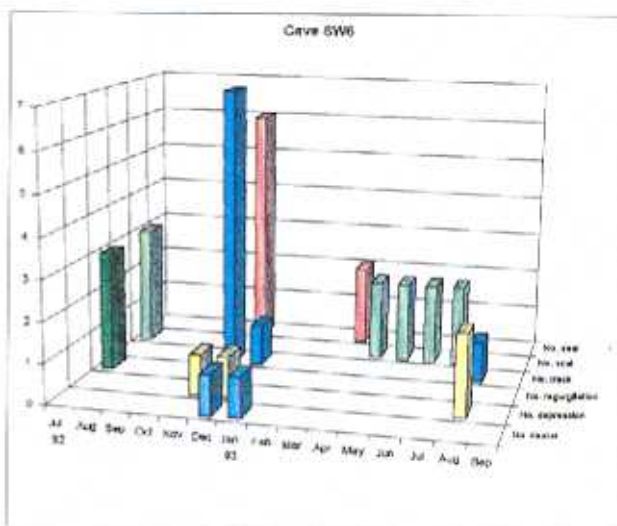
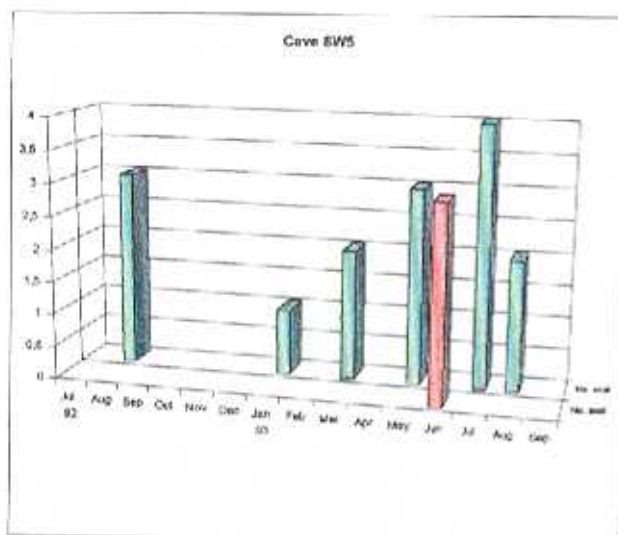


Figura 115. Tipos de rastros en cuevas de Zákintos entre julio de 1992 y septiembre de 1993.

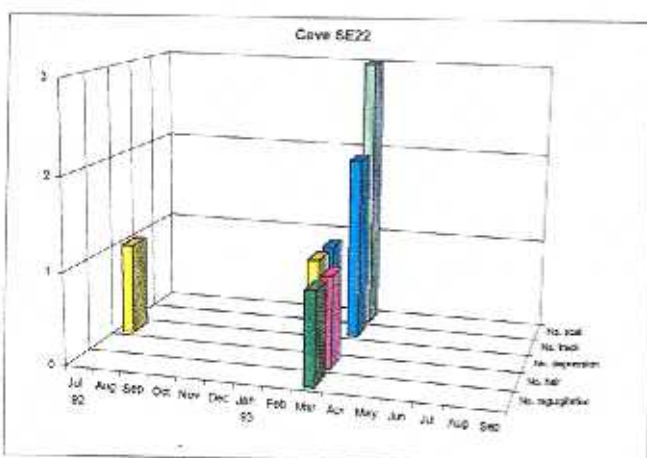
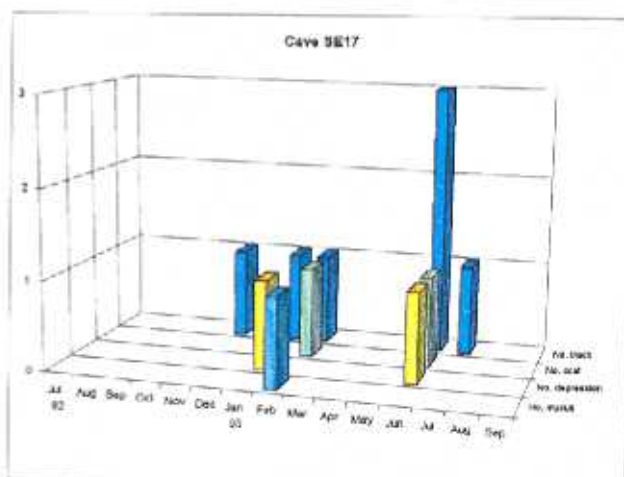
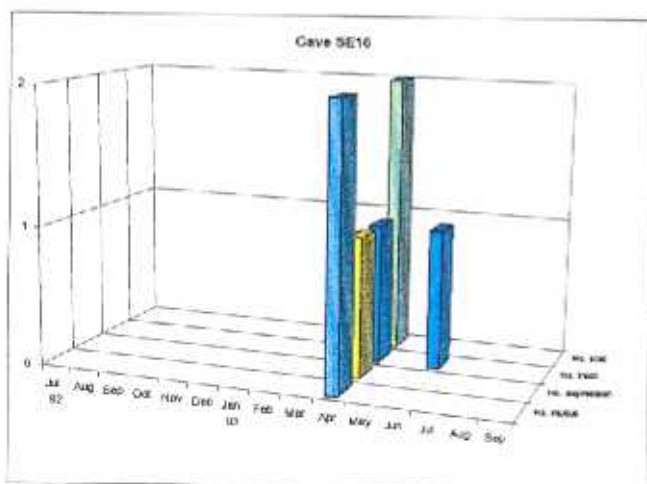
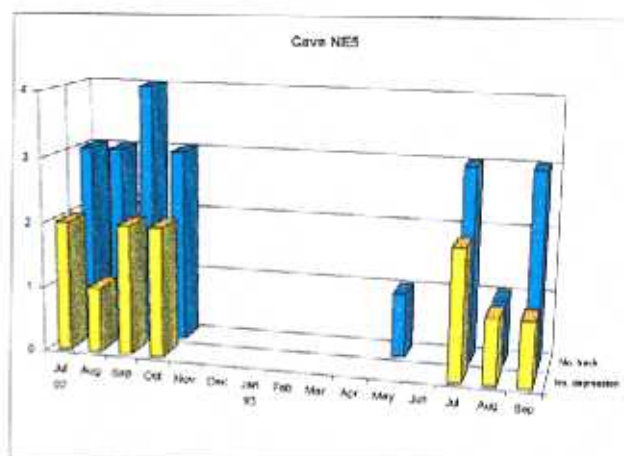
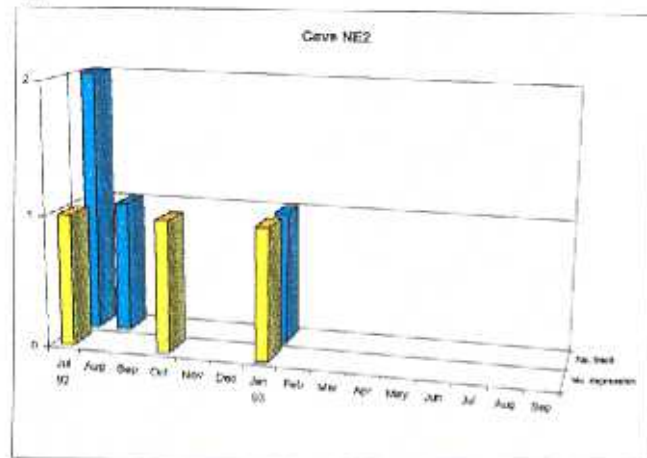


Figura 116. Tipos de rastros en cuevas de Zákintos entre julio de 1992 y septiembre de 1993.

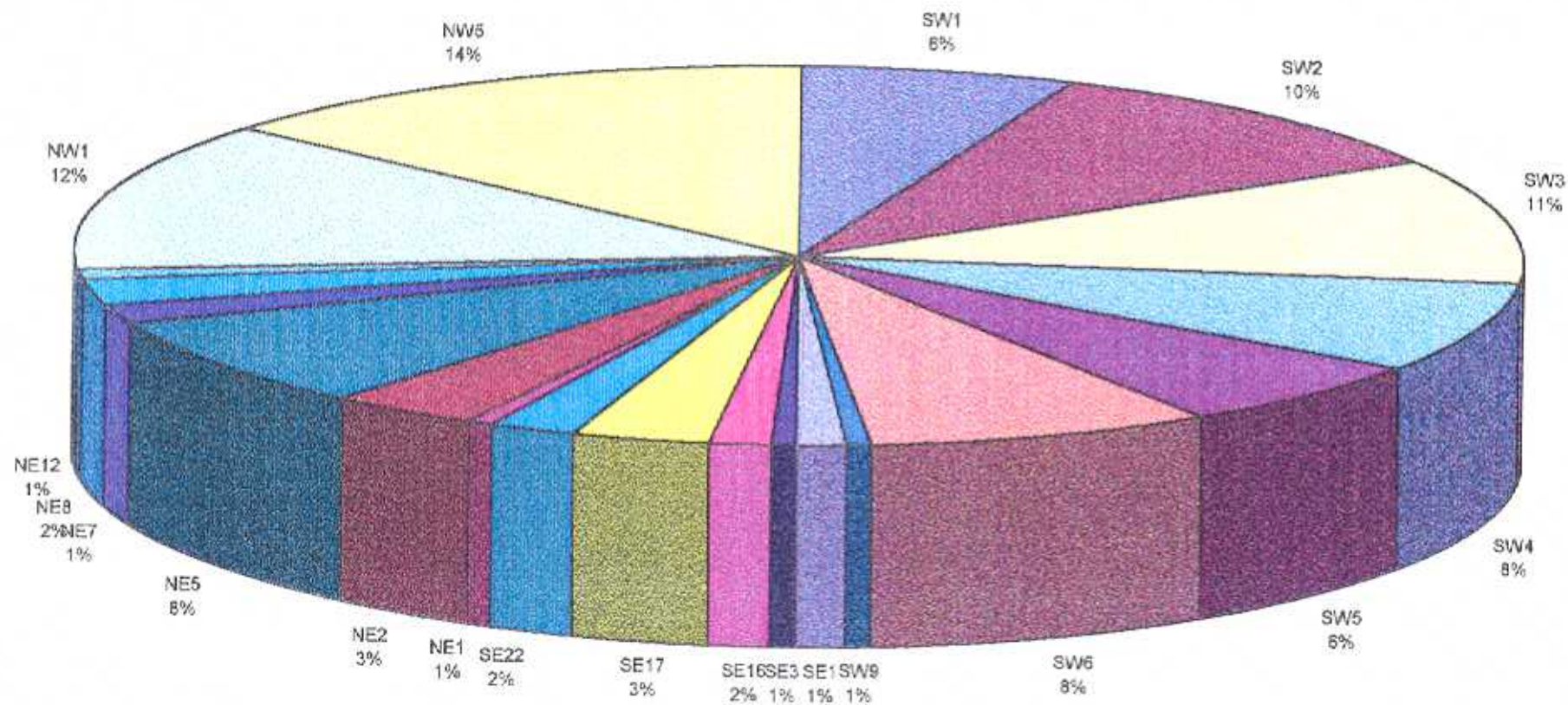


Figura 117 : Frecuencia relativa de uso entre las cuevas utilizadas por focas en Zakintos

Cuevas del área SE

Sólo cinco cuevas fueron usadas en este área durante el estudio, y pocas veces SE3 sólo en una ocasión, SE1 en dos casos, SE16 en tres casos. La cueva SE17 fue visitada por las focas seis veces y la cueva SE22 nueve veces. Todas estas cuevas están muy expuestas a la acción del oleaje y las profundidades de las playas oscilan entre 3,5 m y 7,5 m, excepto en la cueva SE22 que es de 14 m, pero carece de galería acuática de acceso

Cueva SE16: Esta es una cueva muy estrecha de 7,5 m de largo. Intermitentemente ocurren emanaciones de anhídrido sulfuroso, relacionadas con la actividad sísmica de la región. Fue visitada por focas, por primera vez en años, en primavera y verano de 1993 (Figura 116)

Cueva SE17: En esta cueva, con una playa de 6 m de fondo, ocurren a veces emanaciones de anhídrido sulfuroso. Las focas comenzaron a visitarla ocasionalmente en noviembre de 1992 (Figura 116)

Cueva SE22. Esta cueva se halla situada en una pequeña playa rodeada de acantilados, los cuales limitan en parte la visibilidad de su entrada. Las focas deben reptar unos seis metros sobre la playa descubierta antes de entrar en la cueva. Hasta la aparición de un adulto en diciembre de 1991 los registros se limitaban a una huella (Figura 113). También se registró su uso por la especie en el invierno de 1992-93 (Figura 116). El seguimiento de la cueva en verano se interrumpía en años anteriores para cumplir con las leyes de protección de esa isla. Sin embargo, las regulaciones son desobedecidas por un gran número de barcos de toda clase que anclan frente a la cueva. Su uso parecía improbable debido a esto y a la continua presencia de turistas tanto en su playa como en la contigua. A pesar de ello se registró una depresión en el verano de 1992.

Cuevas del área NE

La mayoría de las cuevas en este área tienen playas de arena, que facilitan el registro de huellas. La mayoría de ellas no tienen una gran superficie, y se hallan situadas cerca de playas abiertas muy usadas por la gente en Semana Santa y en verano.

Algunas de las cuevas han sido visitadas ocasionalmente por focas, como la NE4, cuyo uso no fue nunca más registrado tras la muerte de una foca que

frecuentaba ese área. La cueva SE3 se colapsó durante la construcción de una carretera sobre ella.

Cueva NE2. Una cueva muy segura de 11m de profundidad, sin corredor marino. Posee dos cámaras sucesivas, estando el acceso a la segunda generalmente bloqueado por arena. Se registran visitas también en verano. Tras la construcción de la carretera costera en el NE de Zakintos la presencia humana en la zona aumentó notablemente. Tras ello no se volvieron a hallar rastros de su uso, lo que apoya la hipótesis de que la foca abandona cuevas adecuadas si existe presencia humana junto a ellas (Figura 116).

Cueva NE5. Aunque esta cueva tiene una playa no muy profunda, de 6,5 m, tres rocas bloqueando la galería marina producen un fondo muy poco profundo tras ellas de unos 4 m de largo hasta la orilla. Es usada continuamente e intensamente en verano (Figura 116). Es posiblemente el último refugio escondido de la especie en el NE.

Dada la fidelidad de la especie a este lugar incluso en verano, con cientos de turistas alrededor, se realizó una exploración submarina de su bahía en verano de 1993, con el ánimo de localizar alguna cueva submarina en la zona. A pesar de encontrarse varios túneles de los que manaba agua dulce no se halló ninguna salida a la superficie.

Cuevas en el área NW

Todas estas cuevas a excepción de una tienen playas arenosas y están muy expuestas a vientos del norte y el noreste. Varias de las playas existentes en cuevas controladas (NW2, NW3, NW4) desaparecieron durante el estudio.

Cueva NW1. Una de las mejores cuevas en la isla. Tiene 22 m de profundidad. La orilla de la playa es bastante ancha y el principal corredor acuático muy ancho y alto. Hay un estrecho túnel secundario de entrada que es el usado siempre por las focas para entrar y casi siempre para salir. Su uso es continuo (Figura 115). Es utilizada intensamente en verano.

Cueva NW5: Una cueva muy buena, su playa tiene una entrada estrecha tras la cual se abre una amplia cámara arenosa. También esta cueva es usada continuamente y especialmente en verano (Figura 115).

Ambas cuevas parecen ser un buen refugio para la especie en la época estival, debido a su localización remota y sus bahías muy expuestas, que no permiten un anclado confortable de barcos de recreo

6.2. Selección de hábitat

La foca mediterránea no usa todos los refugios que a nosotros nos podrían parecer adecuados para ella. Todas las cuevas donde la especie reposa en la zona sometida a visitas periódicas han sido consideradas en la figura 117. La frecuencia de uso para cada una de ellas en relación a las otras se muestra en porcentaje. De este modo podemos relacionar la elección de la cueva por las focas con el hábitat adecuado disponible.

En base a esto se puede sugerir que las cuevas concretas que las focas utilizan con mayor frecuencia en la isla de Zákintos son las que poseen las siguientes características comunes:

- Profundidad de playa mayor de nueve metros
- Playas muy estables cuyas superficies, al no ser pequeñas, no cambian ostensiblemente a lo largo del año
- Exposición a la luz de nula a moderada
- Orilla de la playa precedida de un corredor acuático
- La mayoría de la playa está protegida de la acción de las olas o existe un sector muy bien protegido
- Cuatro de las cinco cuevas donde los nacimientos han sido confirmados tienen dos accesos independientes.

En las figuras 118 y 119 se muestran comparados los valores de los factores considerados en las características de las cuevas usadas y no usadas en las cuatro zonas estudiadas. Para poder vislumbrar diferencias no sólo en valores altos sino también en valores bajos se muestran los mismos resultados tanto en gráficas con ejes lineales como logarítmicos.

En la zona SW, la más ocupada por la especie, se ve cierta tendencia al uso de las cuevas con playas más largas y extensas, con mayores ángulos entre sus entradas y los vientos dominantes, mayores distancias a los caminos y puntos de actividad humana terrestre, y menor iluminación.

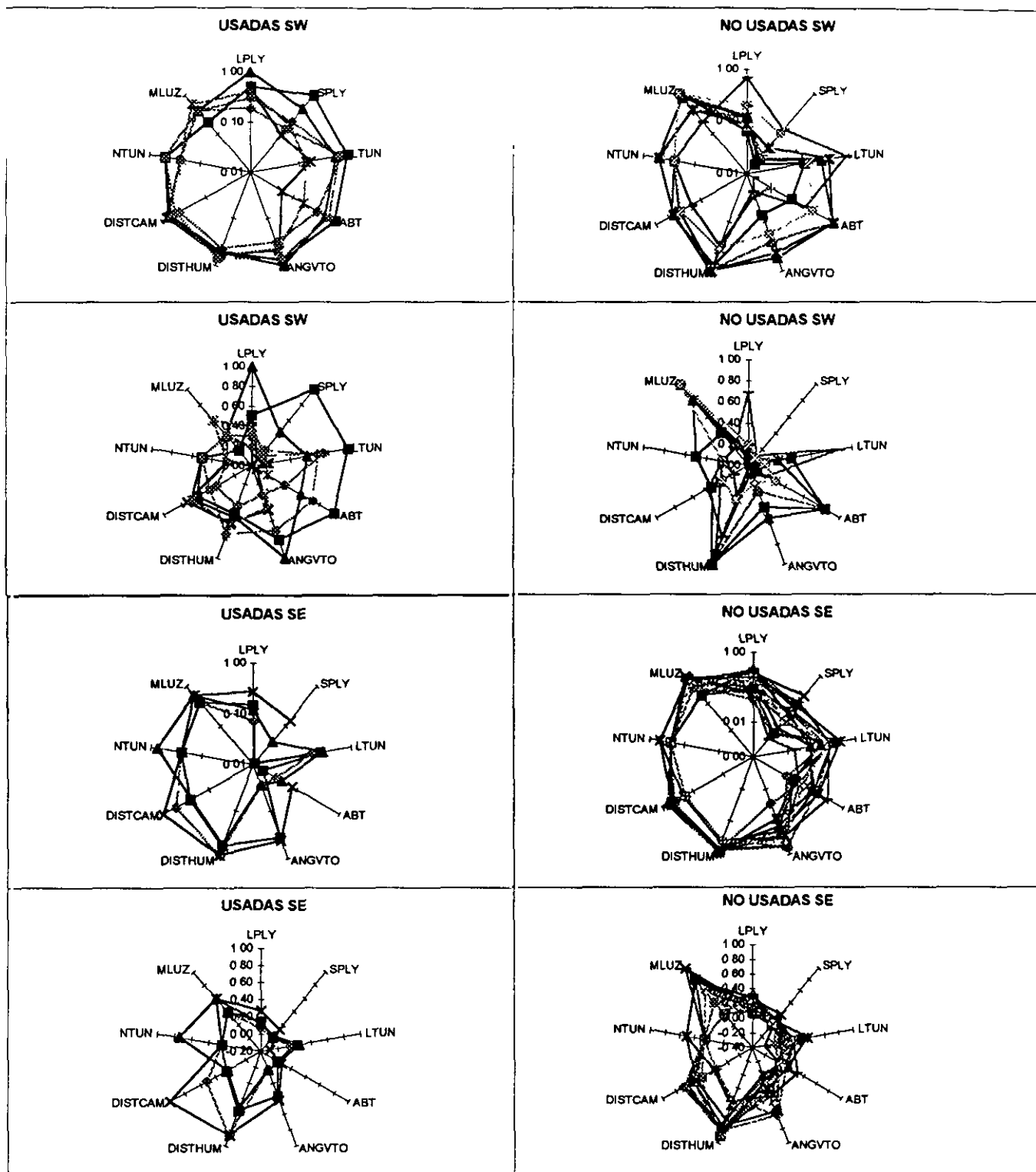
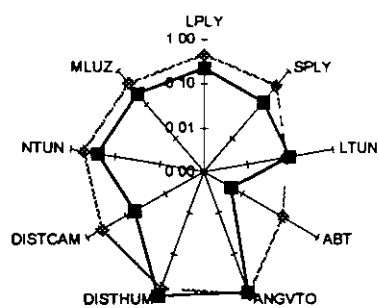
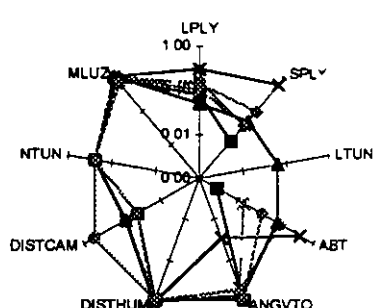


Figura 118. Valores de los factores considerados en las características de las cuevas usadas y no usadas en los sectores sur de Zákintos.

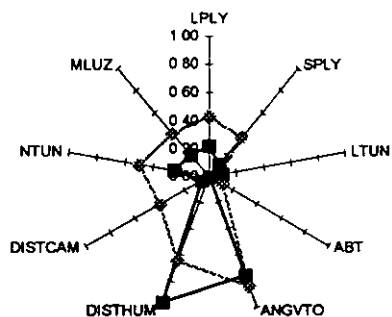
USADAS NW



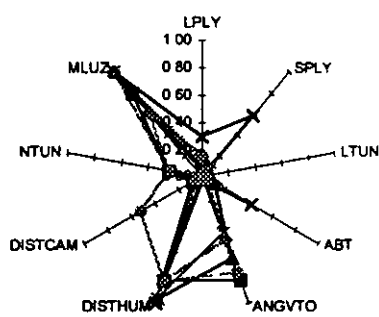
NO USADAS NW



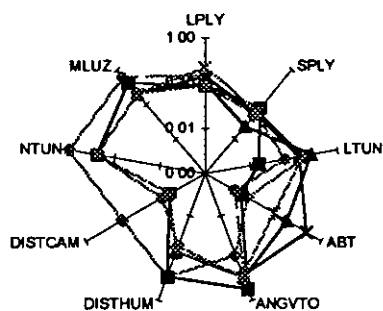
USADAS NW



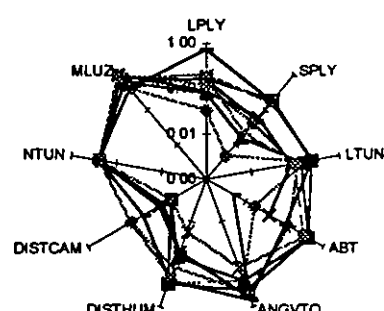
NO USADAS NW



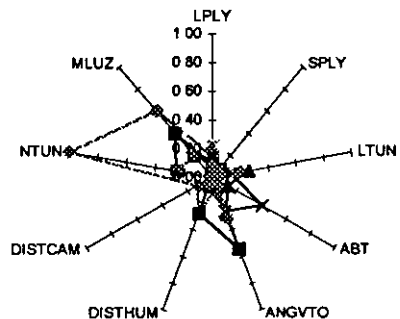
USADAS NE



NO USADAS NE



USADAS NE



NO USADAS NE

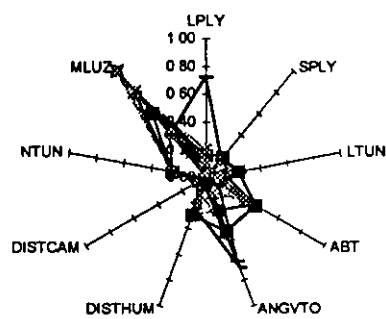


Figura 119 Valores de los factores considerados en las características de las cuevas usadas y no usadas en los sectores norte de Zákintos

En las pocas cuevas usadas en el SE destaca su pequeña abertura de entrada y la baja iluminación de sus playas. Esta es una zona con gran actividad marítima humana por hallarse dentro de la bahía, y de hecho casi todas las visitas a esas cuevas sucedieron durante los más tranquilos meses de invierno.

Las cuevas de focas del NE destacan por ser las más oscuras de la zona, aunque no se diferencien especialmente de las no usadas por el tamaño de la entrada o de sus playas. Esto nos está reflejando que sus playas, aunque pequeñas, están resguardadas de la entrada. Las cuevas de este área se hallaban a distancias mínimas de un camino costero (ahora carretera) y de varias casas.

Las dos cuevas usadas en el NW se distinguen netamente de las no usadas por la baja iluminación de sus playas.

Para obtener resultados paramétricos significativos estudiando estas muestras necesariamente bajas nos condiciona el número de cuevas existentes. Pese a ello hemos podido seleccionar las siguientes variables que se pudieron bien ajustar, bien transformar a una distribución normal:

LPLY, LTUN, SPLY, ANGVTO, MLUZ

Para cada una de ellas hemos testado si las diferencias entre cuevas usadas y no usadas era significativa. Los resultados fueron significativos (Tabla 32) para todos los casos excepto para LPLY, la longitud de la playa.

Tabla 32. variables que muestran diferencias significativas entre cuevas usadas y no usadas.

Factor	F(1,54)	Valor de P
LTUN	19,4	< 0,0001
SPLY	4,8	< 0,0328
ANGVTO	4,46	< 0,0394
MLUZ	19,04	< 0,0001

Las focas seleccionaron cuevas con mayores longitudes de túneles de acceso, mayores superficies de playa, mayores ángulos con el viento dominante y menor iluminación.

Hemos querido analizar la contribución relativa de estas variables significativas, a la frecuencia de utilización de las cuevas efectuando una regresión múltiple (Abacus Concepts, Statview 4.1, 1992). No hemos utilizado los cuatro parámetros debido al bajo tamaño de la muestra, 20, y de hecho utilizar tres ya es una situación algo forzada.

Como se puede observar en esta regresión (Tabla 33), la preferencia de la cueva se relaciona principalmente con el ángulo entre su entrada y el viento dominante en la isla (ANGVTO).

Podría considerarse que simples factores geográficos han hecho que los datos de las cuevas ocupadas en el SW de la isla hayan forzado este resultado, debido a la orientación de 90° entre esta costa y el viento dominante del SE, pero como se ve en la figura 118, en esa zona existen también cuevas orientadas hacia los vientos dominantes, que no son utilizadas.

Es posible que los individuos aprendan a seleccionar las cuevas concretas que tienen predominio de condiciones de calma en su interior, gracias a la protección que les brinda el no exponerse al viento la mayor parte del tiempo. Esto podría ser aprendido por los más jóvenes y ser retenido posteriormente por la experiencia.

6.2 1. Uso espacio-temporal del interior de las cuevas

La localización de las distintas clases de rastros hallados en las cuevas ha sido mapada sobre diagramas de las cuevas con el propósito de buscar posibles patrones de distribución. Las localizaciones dudosas no han sido dibujadas en los mapas. Como consecuencia de ello, los gráficos correspondientes a esas huellas pueden mostrar una mayor frecuencia de rastros que la observada en los mapas. Además, las evidencias han sido mapadas siguiendo las estaciones del año, por lo cual las gráficas y los mapas no se pueden correlacionar directamente.

El recorrido efectuado por la foca desde la orilla del mar hasta la huella hallada se considera como el mínimo posible, pues el animal puede haberse trasladado más allá del punto de marcaje. Debe resaltarse el hecho de que la presencia de excrementos en las cuevas con playas arenosas del norte (Figuras 115 y 116) es prácticamente inexistente a pesar de la abundancia de huellas (4

excrementos de 159 huellas en arena), lo que sugiere que las defecaciones en tierra se producen probablemente como consecuencia del reptado de las focas sobre sustratos irregulares de roca. Ello hace que en los sustratos rocosos, la más difícil formación de huellas de paso se compense en parte por la deyección de excrementos.

Los rastros en la cueva SW1 (Figuras 120 y 121) pertenecen principalmente a primavera y verano, lo que sugiere como ya dijimos un uso estacional de esta cueva.

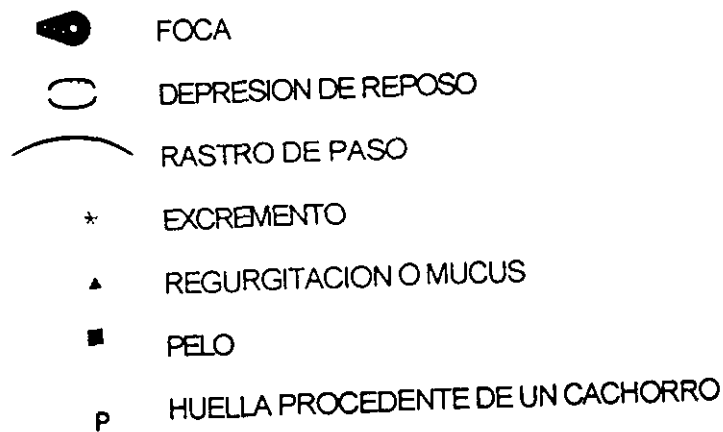


Figura 120 Tipos de rastros registrados en las cuevas de Zákintos

La figura 122 muestra la distribución de rastros en la cueva SW2 de otoño a verano. La mayoría de los rastros de primavera y verano se hallan en los sectores más profundos y alejados de la zona iluminada de la cueva. Los rastros de otoño se hallan más cerca de la orilla y la playa iluminada; las huellas invernales siguen un patrón más homogéneo.

La distribución de otoño e invierno en la cueva SW3 es homogénea (Figura 123), abarcando también el área muy iluminada. Los rastros de primavera y verano se acumulan en las áreas menos claras y, especialmente los ovillos de pelo mudado, en las partes más profundas o en zonas menos profundas pero oscuras.

Los rastros de la cueva SW4 (Figura 124) pertenecen al verano, pero ello está muy distorsionado por el hecho de que la mayoría de los chequeos se efectuaron en esa estación, registrándose en ella datos pertenecientes a las anteriores. Recordamos aquí que los rastros de esta cueva difícilmente se borran solos. Se concentran en el fondo de la cueva, junto al estanque de agua, aunque toda la cueva está en completa oscuridad.

Los datos de la cueva SW5 (Figura 125) son demasiado escasos para delinear un patrón.

La cueva SW6 (Figura 126) muestra concentración de huellas estivales en las zonas oscuras de la playa. Las huellas de otoño están homogéneamente distribuidas. Existen pocos rastros invernales en la zona iluminada. Los datos de primavera son escasos.

La cueva SE3 ha sido usada raras veces. Es muy pequeña, expuesta e iluminada (Figura 127). Una estancia breve o nocturna del animal podría explicar su uso.

Las cuevas SE16 y SE17 se encuentran a escasa distancia la una de la otra. Ambas han sido usadas en primavera y en verano, y la última también en invierno (Figuras 128 y 129). La cueva SE16 es muy oscura, la SE17 está iluminada.

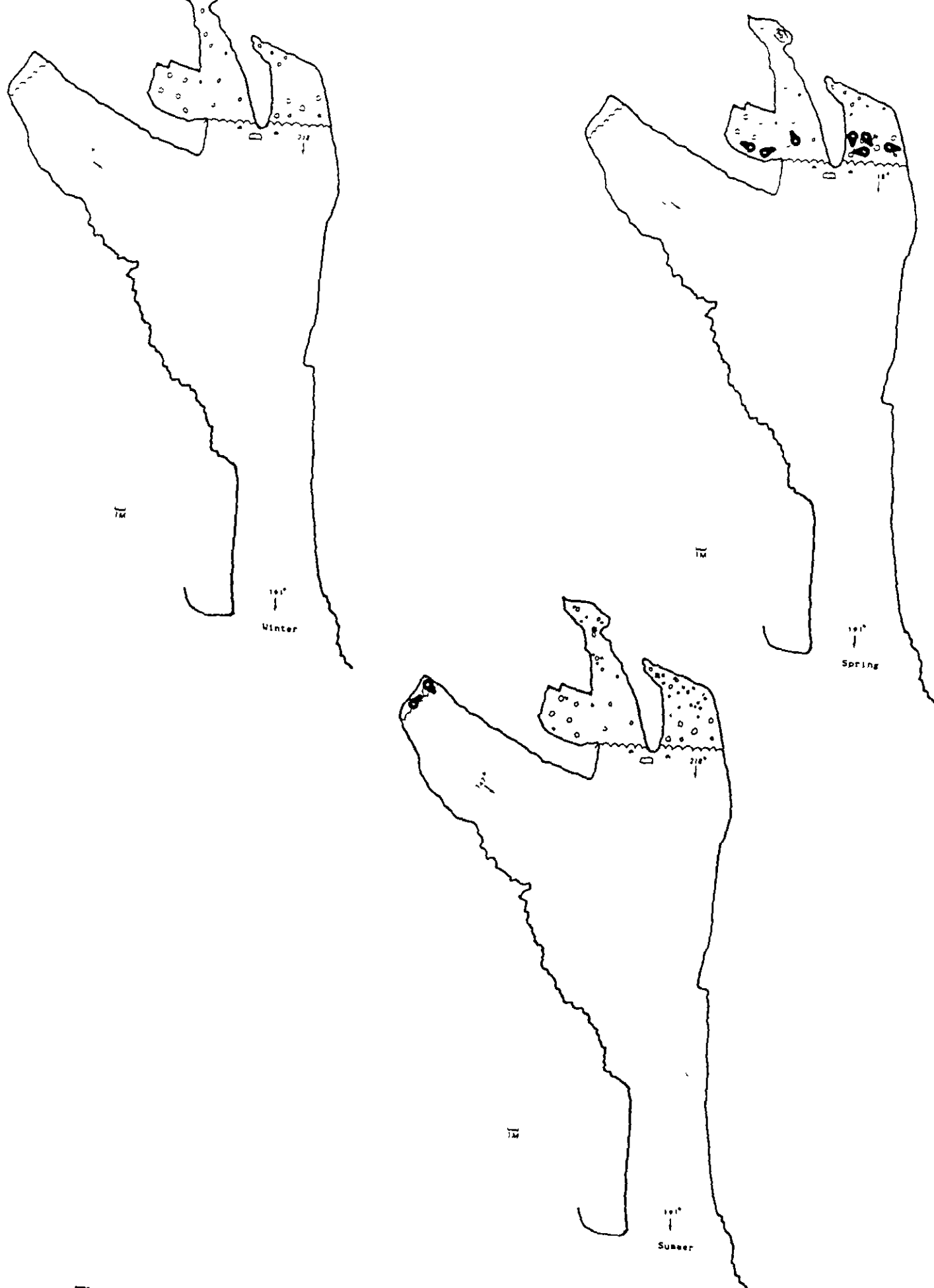


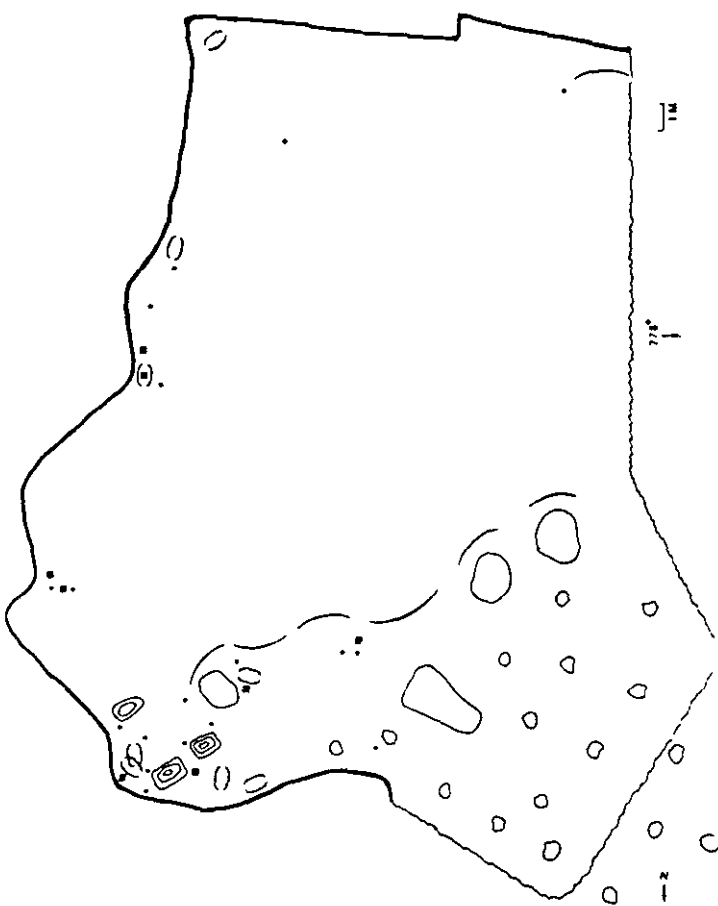
Figura 121. Localización de rastros en la cueva SW1.



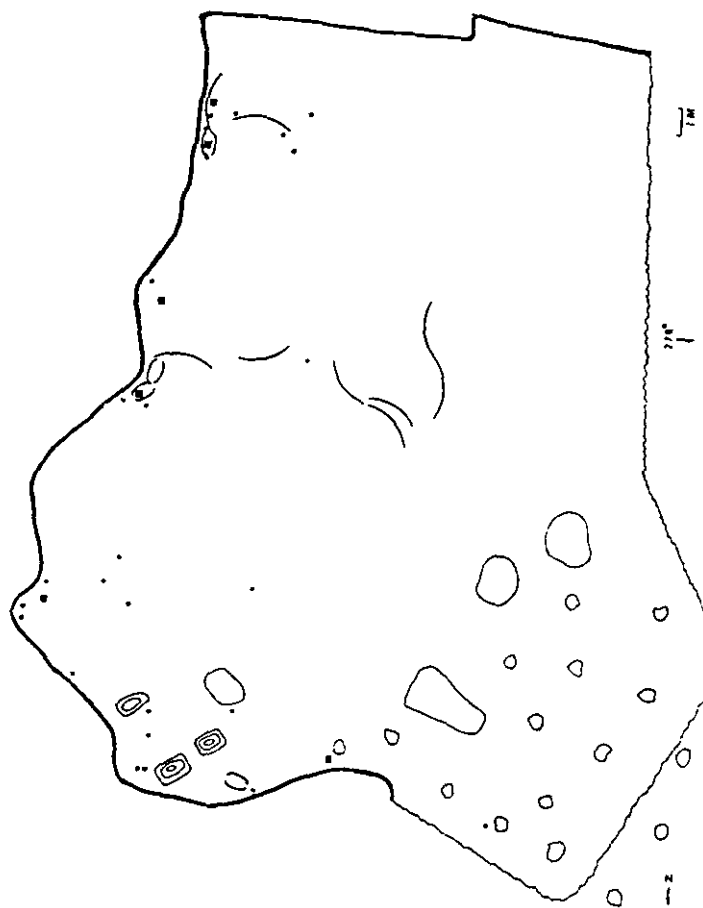
Autumn



Winter



Spring



Summer

Figura 122. Localización de rastros en la cueva SW2

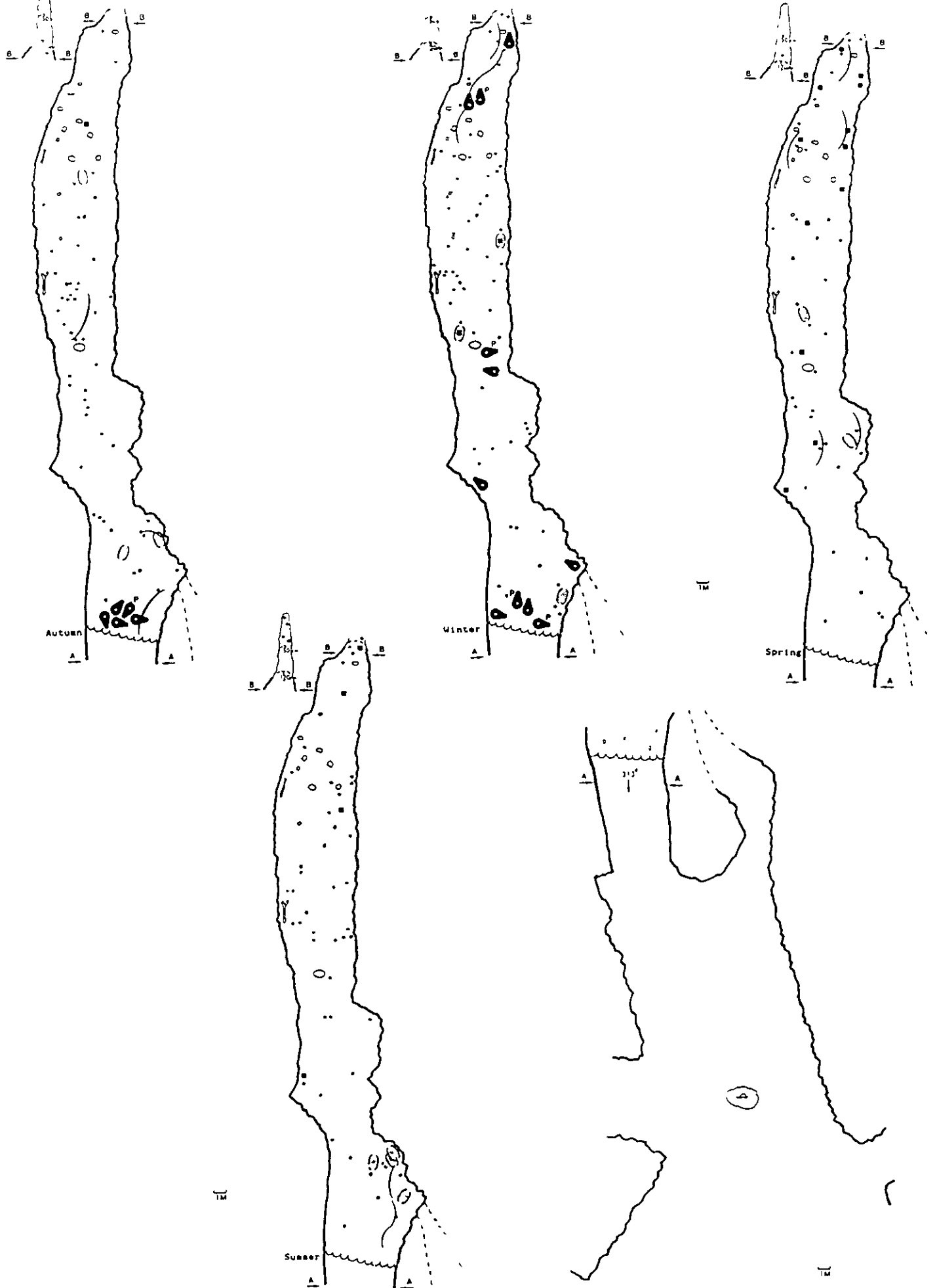


Figura 123. Localización de rastros en la cueva SW3

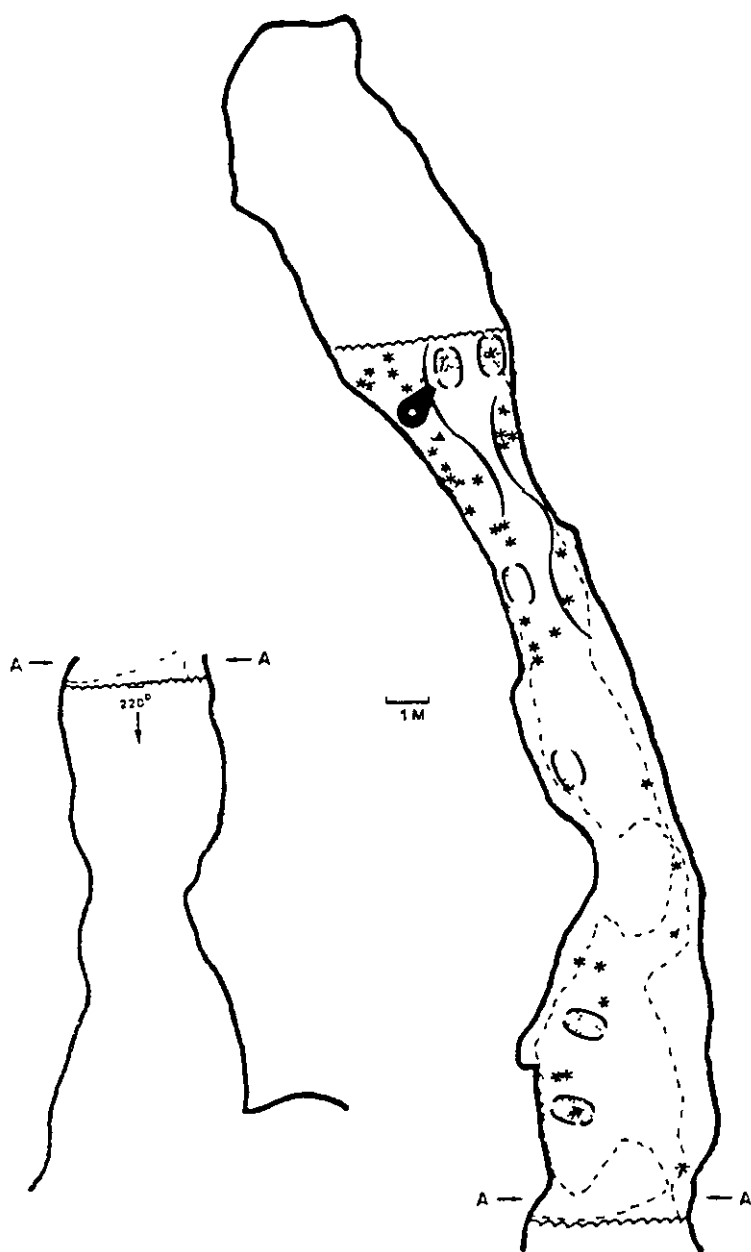


Figura 124. Localización de rastros en la cueva SW4

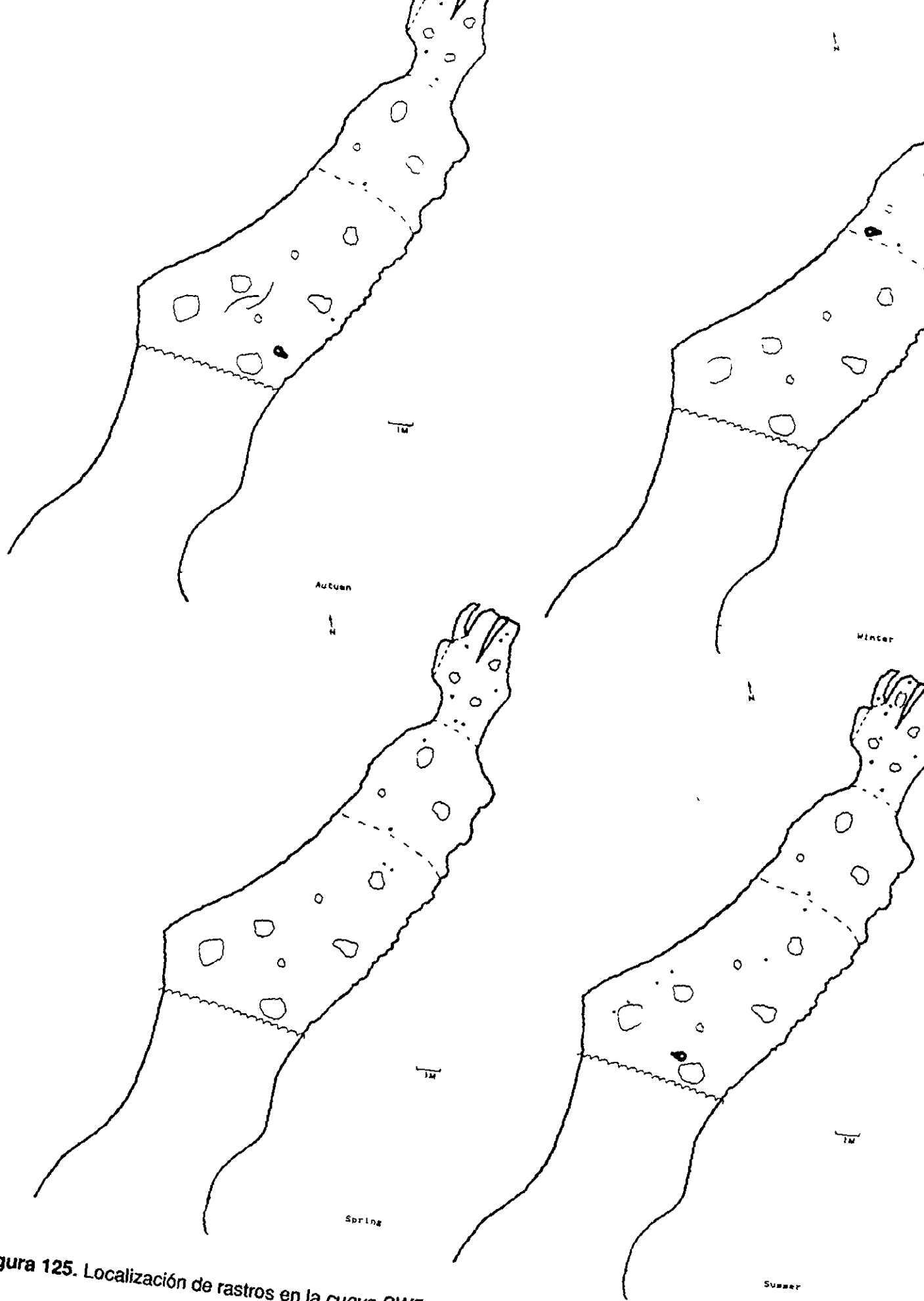


Figura 125. Localización de rastros en la cueva SW5

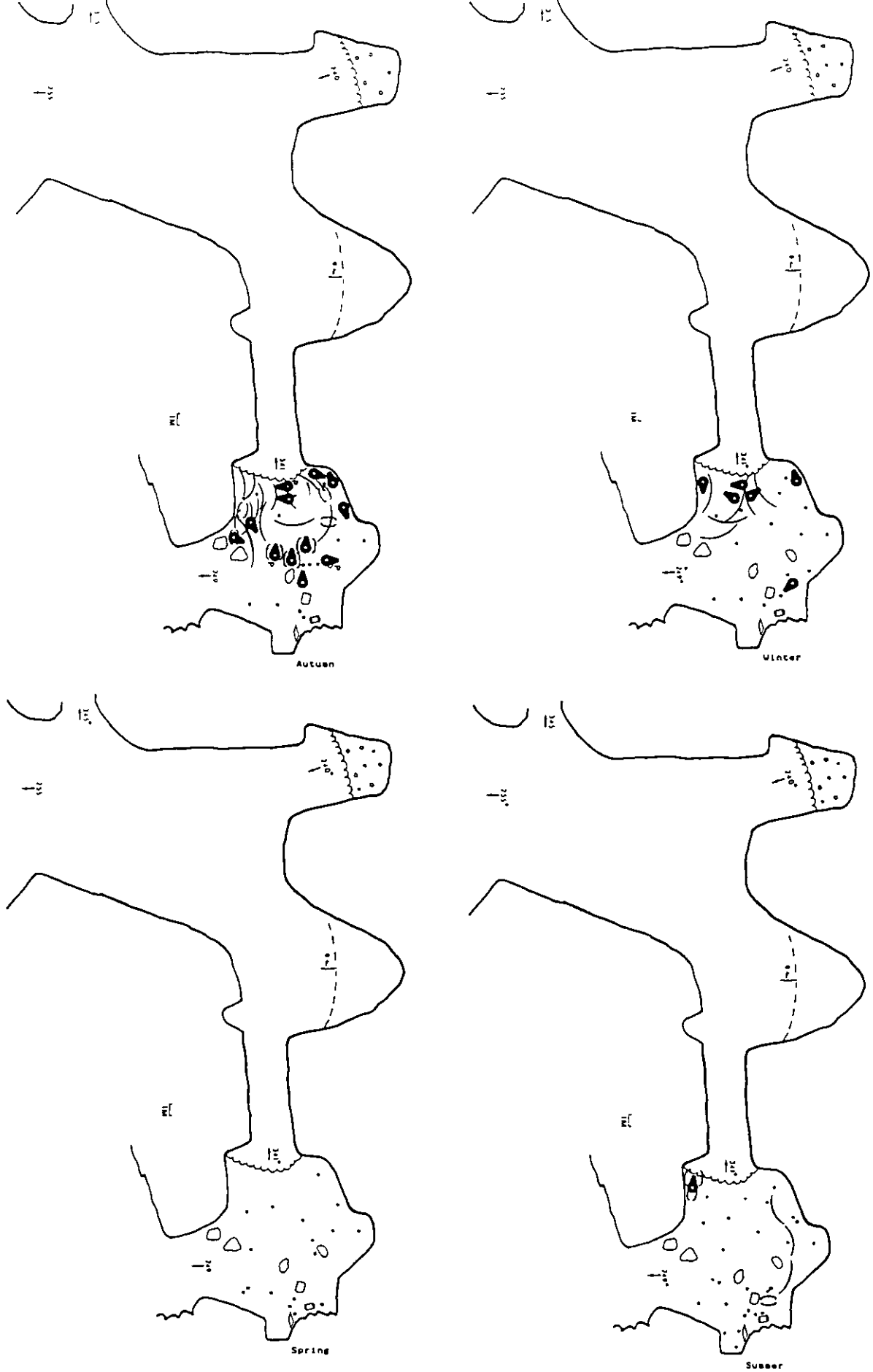


Figura 126. Localización de rastros en la cueva SW6.

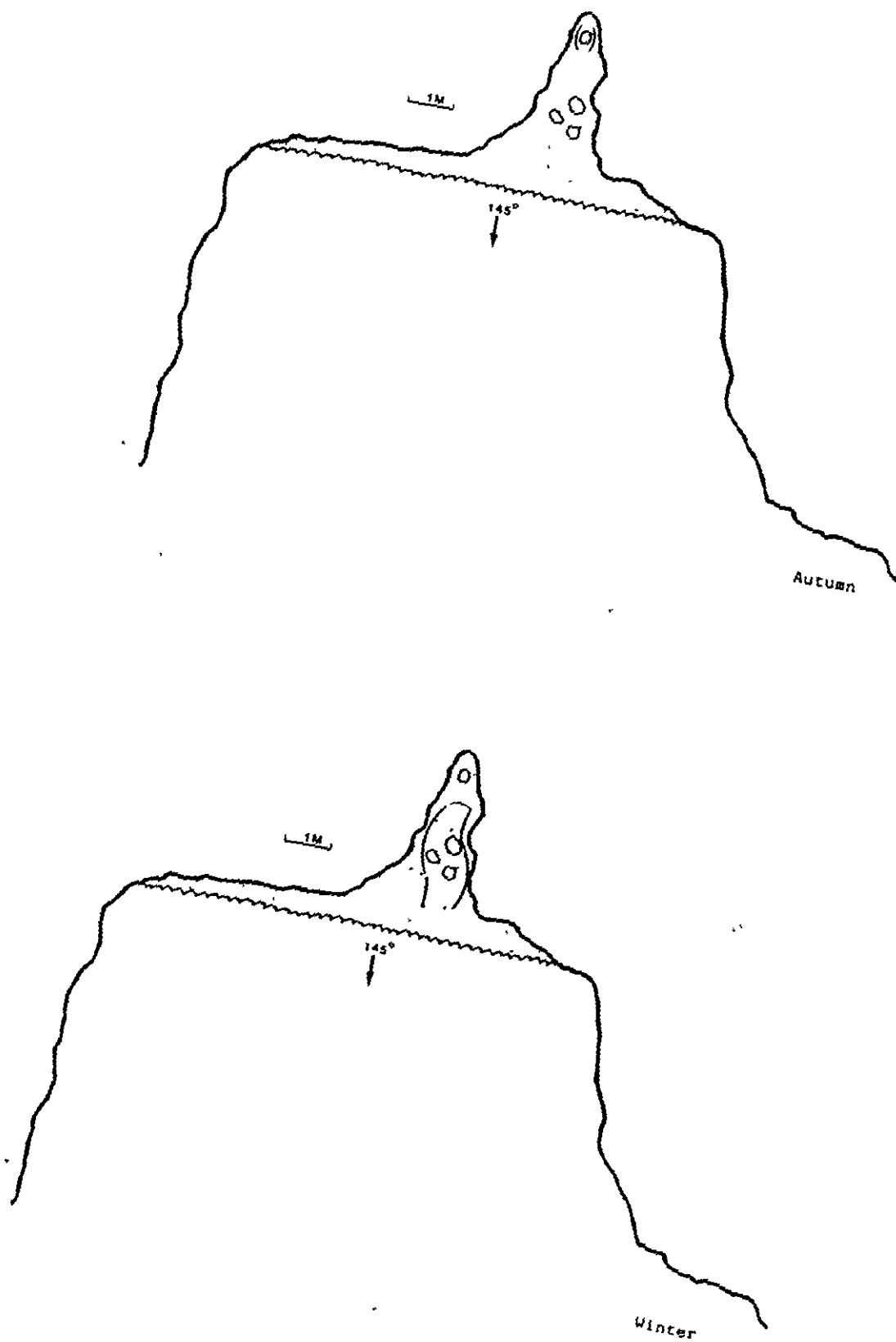


Figura 127. Localización de rastros en la cueva SE3



Spring



Summer

Figura 128. Localización de rastros en la cueva SE16

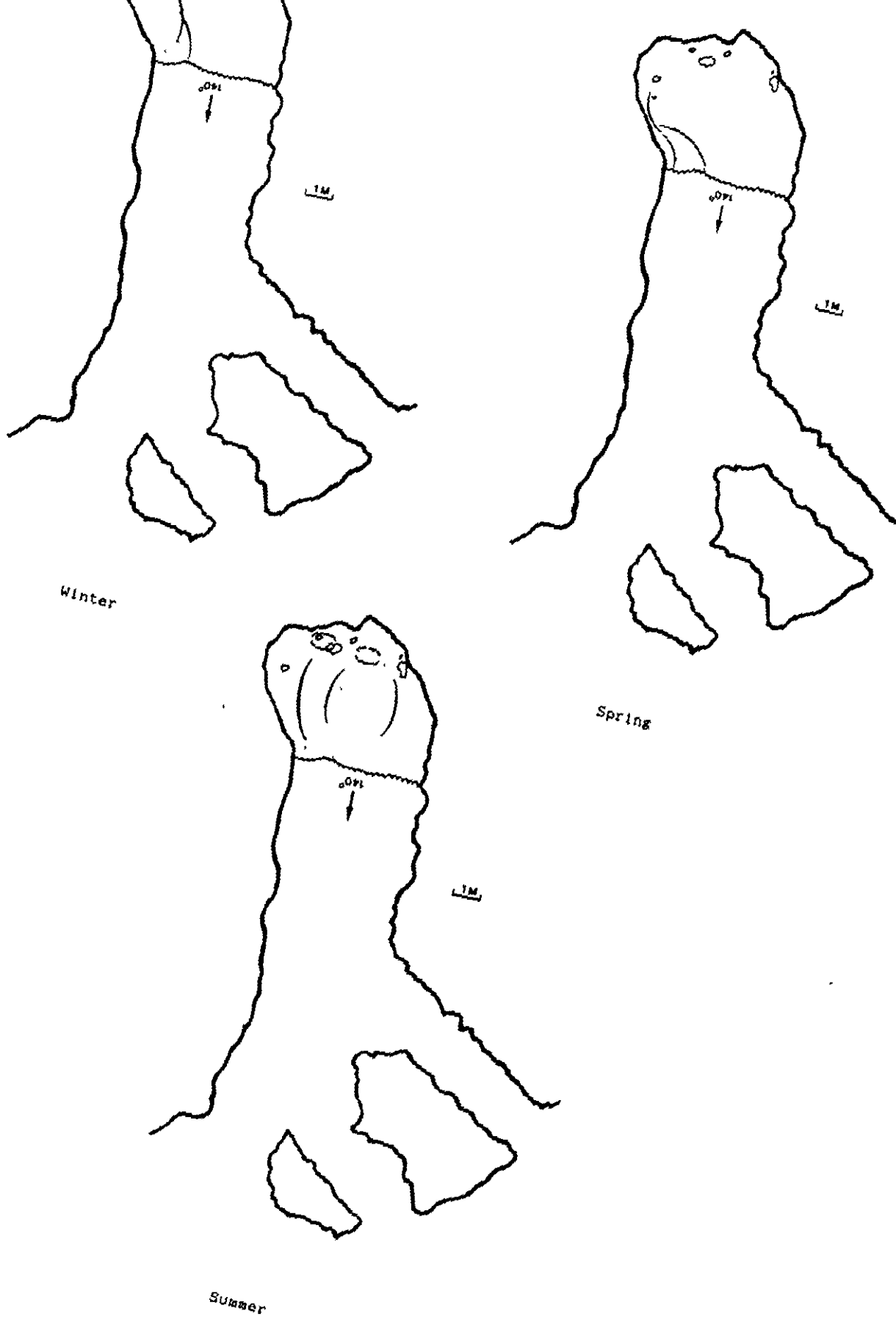


Figura 129. Localización de rastros en la cueva SE17

La cueva SE22 esta moderadamente iluminada y las huellas parecen acumularse en la esquina superior derecha , que es la menos expuesta a la abertura de la cueva debido a que la playa tiene un desnivel importante desde la orilla al fondo, y en ese sector, la proximidad del techo la oculta bastante (Figura 130)

La cueva NE1 está bastante iluminada debido a las diversas fracturas existentes en la pared de la roca. Ambas permanencias de la foca lo fueron en el extremo superior de la playa (Figura 131).

La cueva NE2 nos revela claramente como la especie rehuye la zona luminosa situada tras el orificio de entrada en todas las estaciones estudiadas (Figura 132) Debe recordarse que el acceso a la cámara trasera se cierra periódicamente y que esa es su situación más habitual

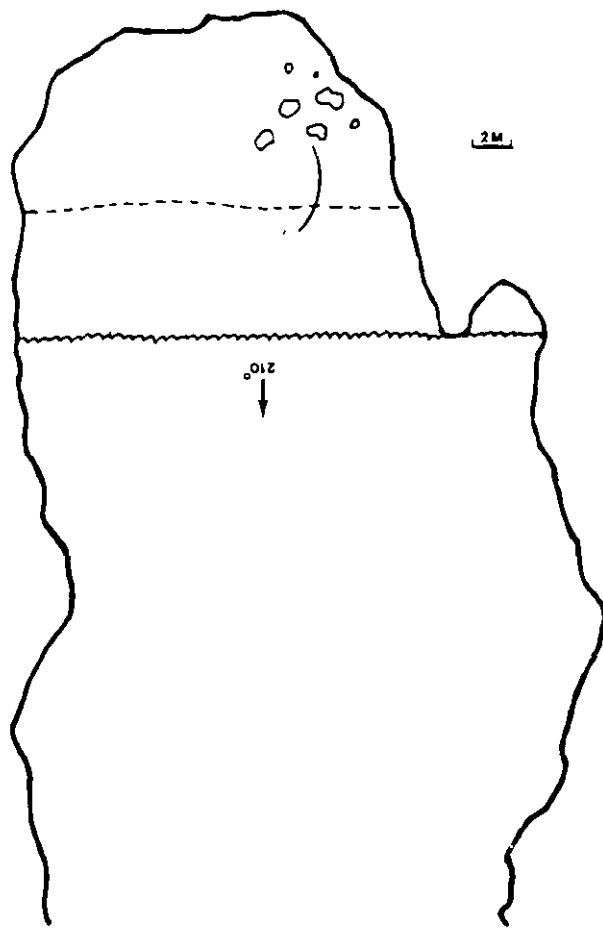
La cueva NE4 es muy grande y los sectores más oscuros son los extraplomos situados a ámbos extremos de la playa. Sólo se hallaron rastros en otoño de 1991 en una de las zonas oscuras (no mostrada).

Los rastros de reposo en la cueva NE5 están claramente concentrados en la parte superior, que está en oscuridad Algunas otras están en la orilla sombreada. La parte central, que es un poco empinada, no es usada para descansar. Los datos son abundantes sólo en verano, época en la que el animal suele reposar también junto al agua La cueva no fue usada en invierno (Figura 133).

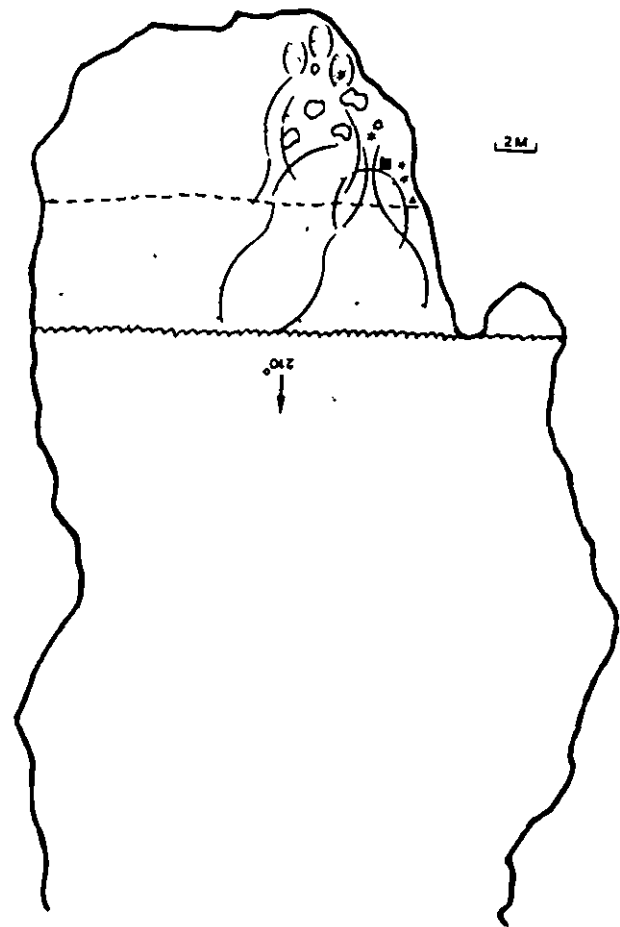
Los escasos datos disponibles para las cuevas NE6 y NE7, que se hallan en la misma galería marina (Figura 134), sugieren que en la primera, cuya iluminación difiere mucho entre la orilla y el oscuro fondo, es escogido este último para reposar.

La cueva NE8 tiene un fondo muy oscuro, en el cual reposa la foca Un animal reposó en el área luminosa en otoño (Figura 135)

Los rastros estivales en la cueva NW1 muestran el patrón de uso más claro de todo el estudio (Figura 136) A ello contribuye el sustrato de arena fina que permite la formación de huellas muy recortadas. Debe resaltarse la ausencia total de excrementos a pesar de la abundancia de huellas, incluyendo 32 depresiones de reposo



Autumn



Winter

Figura 130. Localización de rastros en la cueva SE22

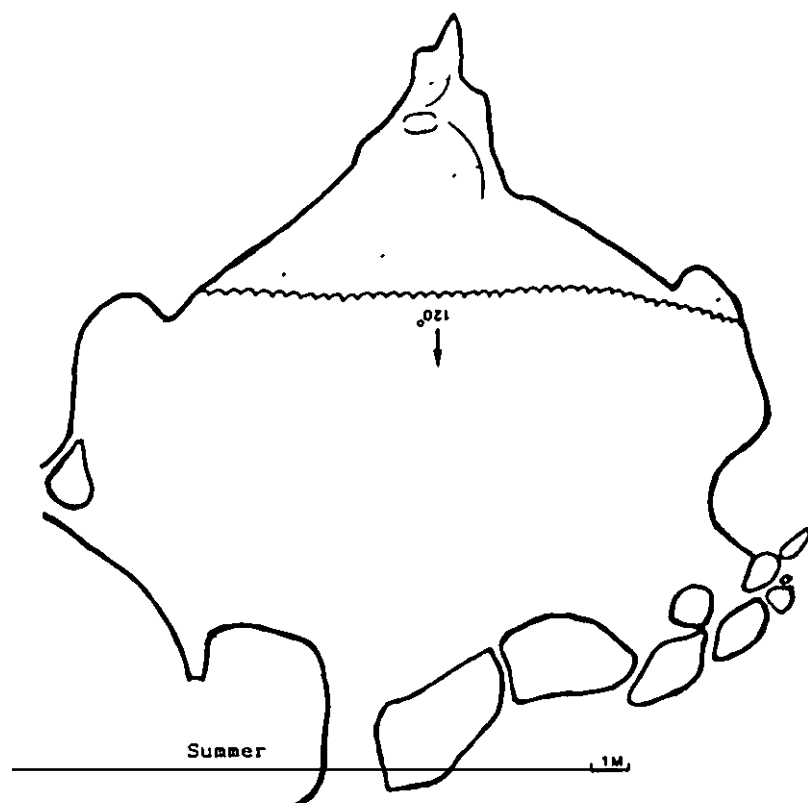
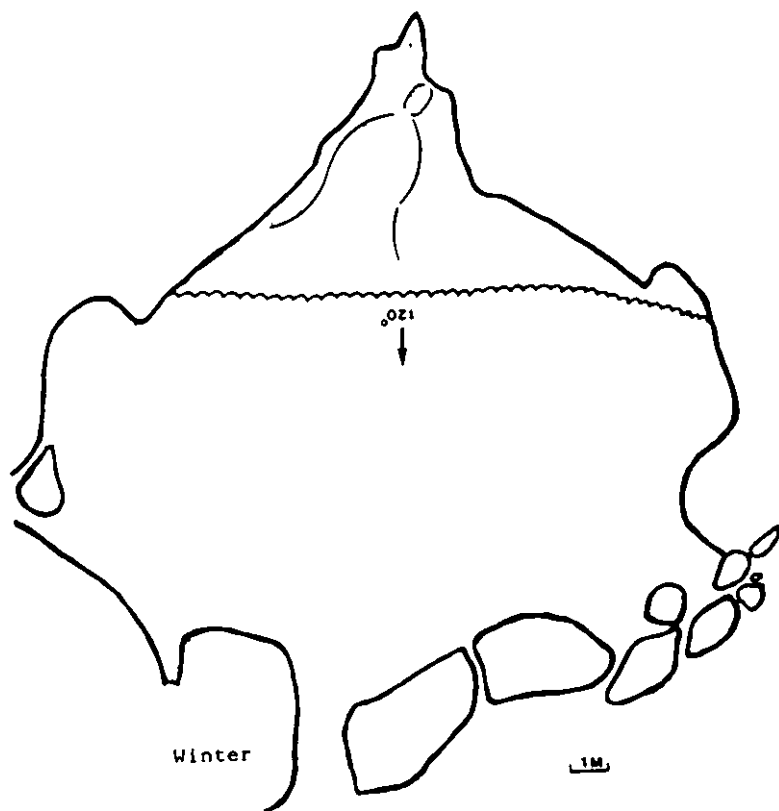


Figura 131. Localización de rastros en la cueva NE1

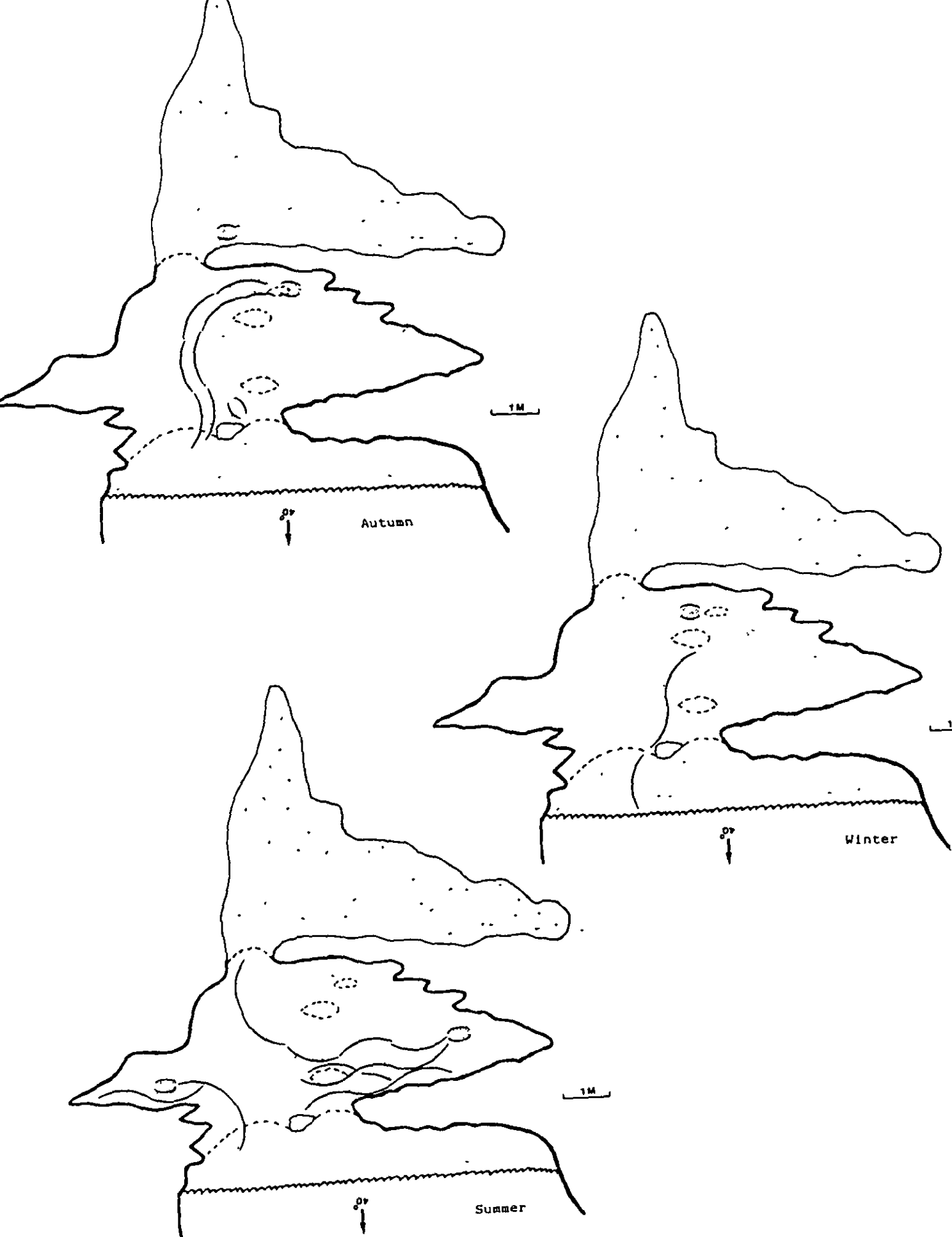


Figura 132. Localización de rastros en la cueva NE2

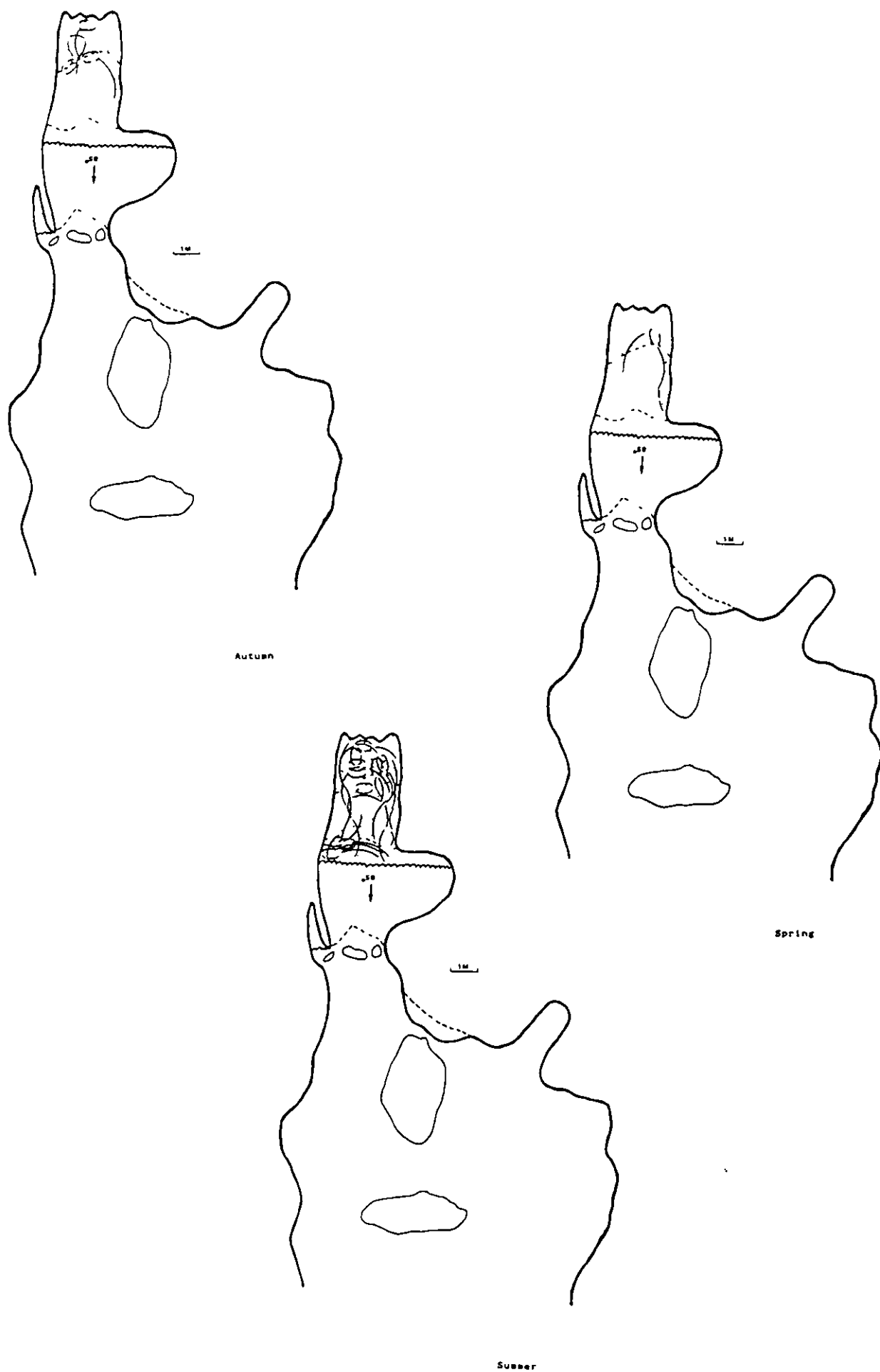


Figura 133. Localización de rastros en la cueva NE5

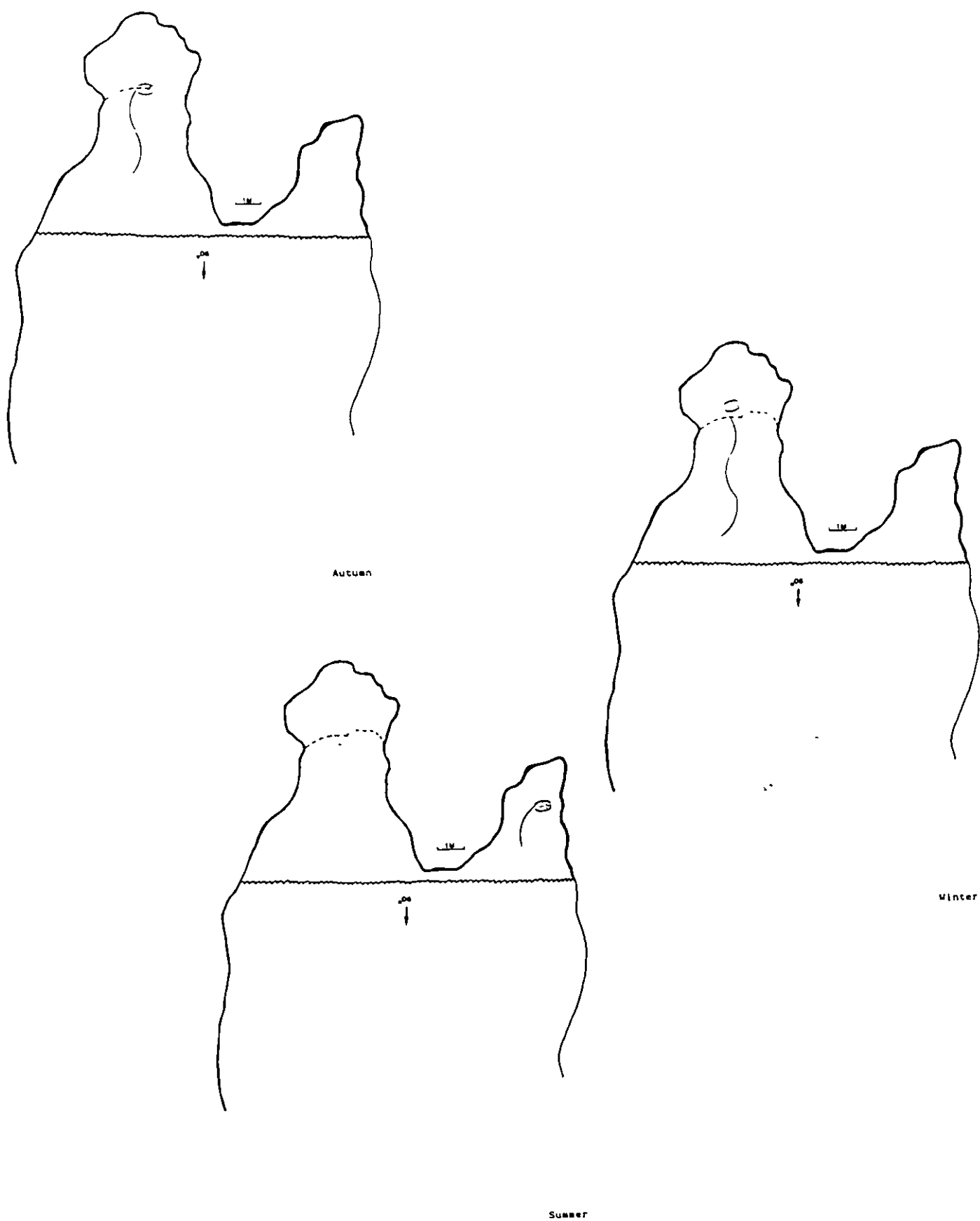
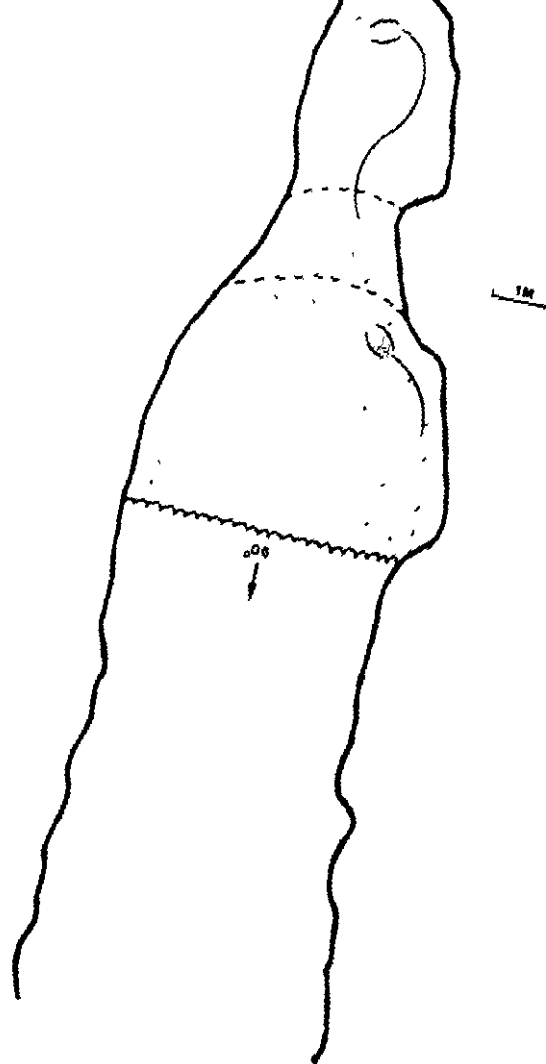
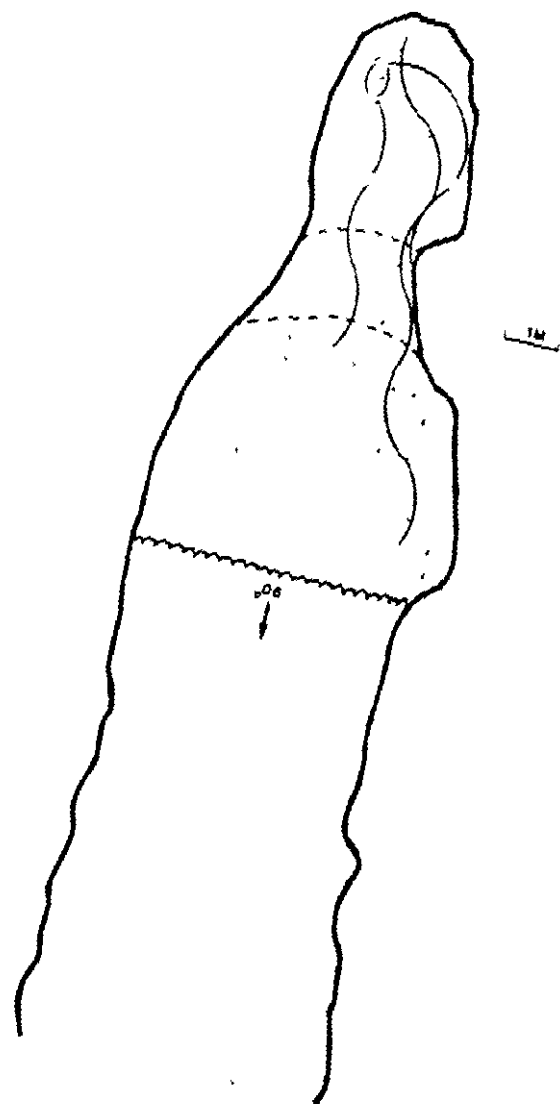


Figura 134. Localización de rastros en la cueva NE6 y NE7

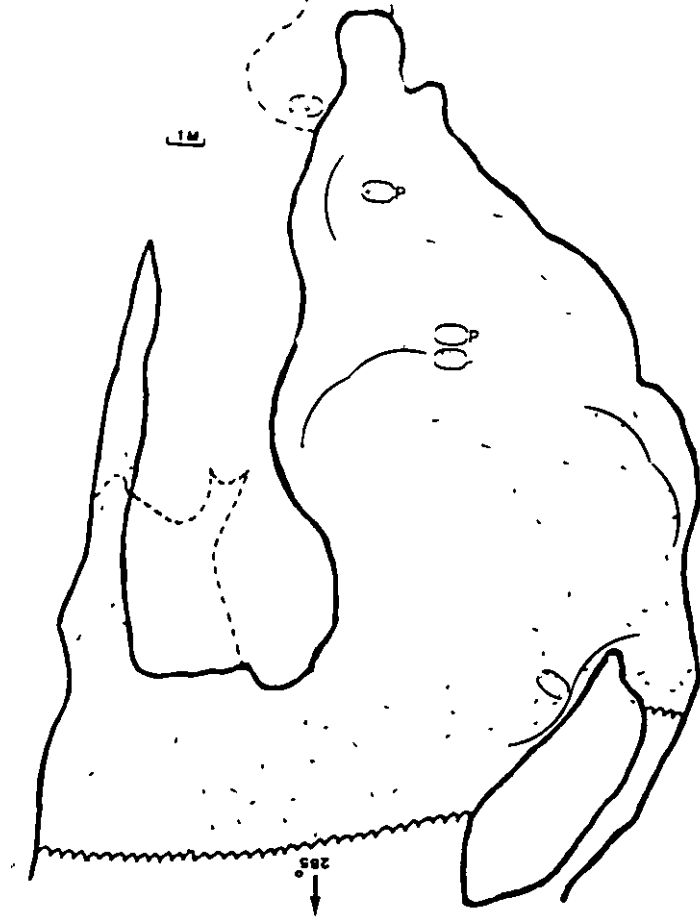


Autumn

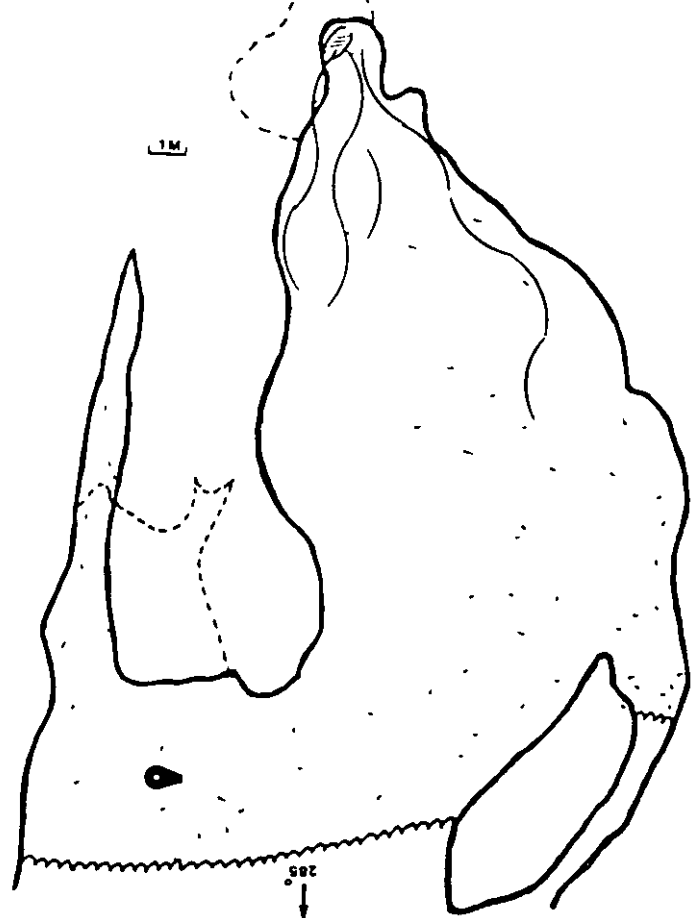


Summer

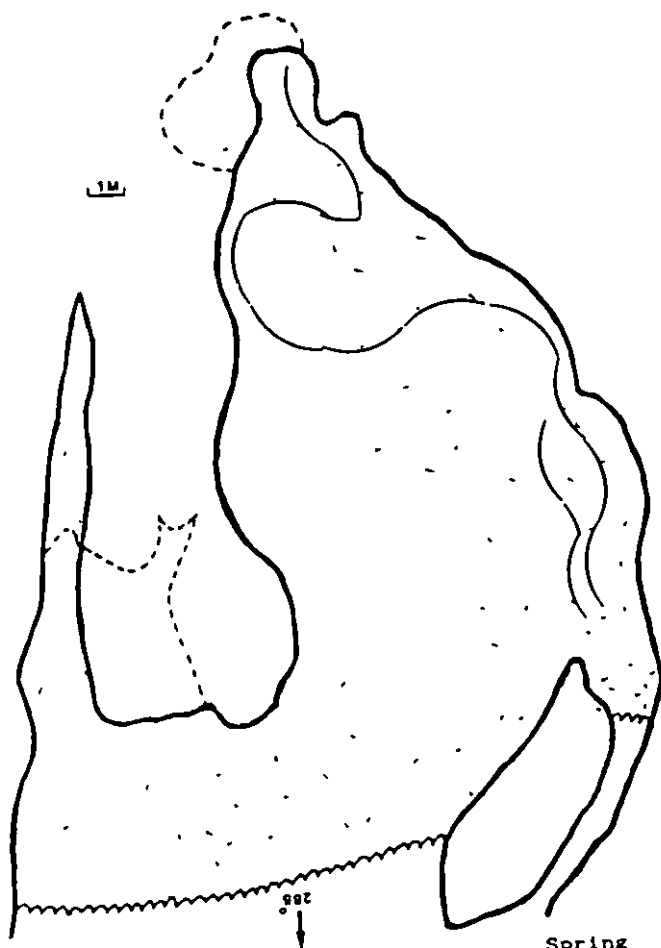
Figura 135. Localización de rastros en la cueva NE8



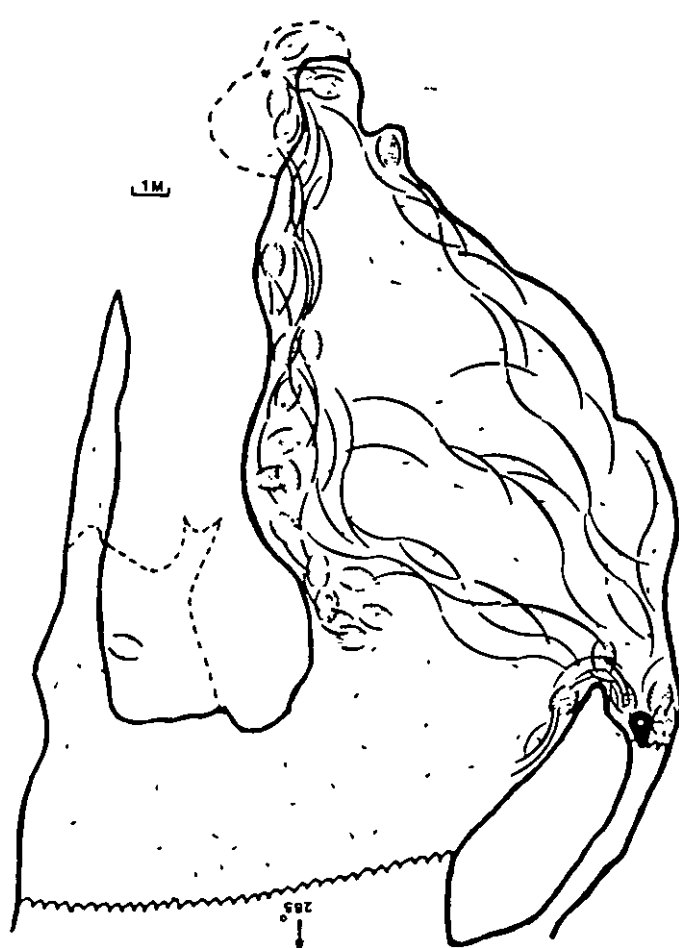
Autumn



Winter



Spring



Summer

Figura 136. Localización de rastros en la cueva NW1

Las focas reposan, bien en las muy oscuras entrada y cámara del fondo, o bien en la sombreada cara Este de la cueva. Los trayectos seguidos para desplazarse muestran la elusión del área brillante de la playa, escogiendo la ruta más corta hacia las zonas sombreadas o la menos iluminada hacia la cámara oscura. La situación parece más relajada en el resto de las estaciones. Así, las huellas de cachorro (simbolizadas con una P) se ven en el centro de la playa, y un macho adulto pudo observarse en invierno descansado en la entrada grande a la cueva que está totalmente expuesta a la luz exterior.

Todas las arribadas al interior, incluyendo las de primavera eluden la entrada grande y, lo que es más importante, estudiando esas huellas pudimos comprobar que las partidas desde puntos a escasos metros de esta orilla se hacen volviendo hacia el acceso oscuro. Este dato es muy importante, porque sugiere que no es un factor termoregulador el que está haciendo a la foca buscar las zonas recónditas de la cueva en verano, sino el evitar poder ser vista.

Las focas reptan y reposan exclusivamente en las zonas oscuras de la cueva NW5. La única franja con algo de luz, en la mitad izquierda de la cámara interior es claramente evitada. Esto ocurre a lo largo de todas las estaciones (Figura 137).

Factores relacionados con la distribución de huellas en cuevas

Para detectar un patrón general en el uso del espacio de las cuevas por la especie se han considerado el total de rastros registrados en las zonas de oscuridad, sombra y luz para las cuevas más frecuentadas por la especie. Estos datos han sido relacionados con la superficie de playa disponible con cada intensidad de luz para esas mismas cuevas. De igual modo se han registrado los rastros hallados en los tercios de superficie de la orilla, central, y del fondo de cada cueva, divididos en áreas iguales. Todo ello para cada estación. De esta manera hemos obtenido la densidad de huellas por m² para cada grado de luz y profundidad considerados. La tabla 34 muestra dicha densidad de huellas para esos dos factores.

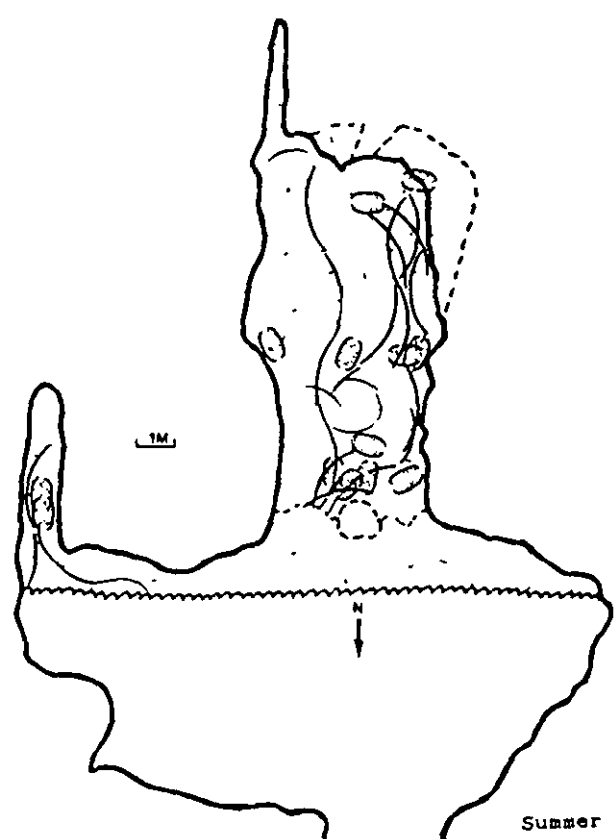
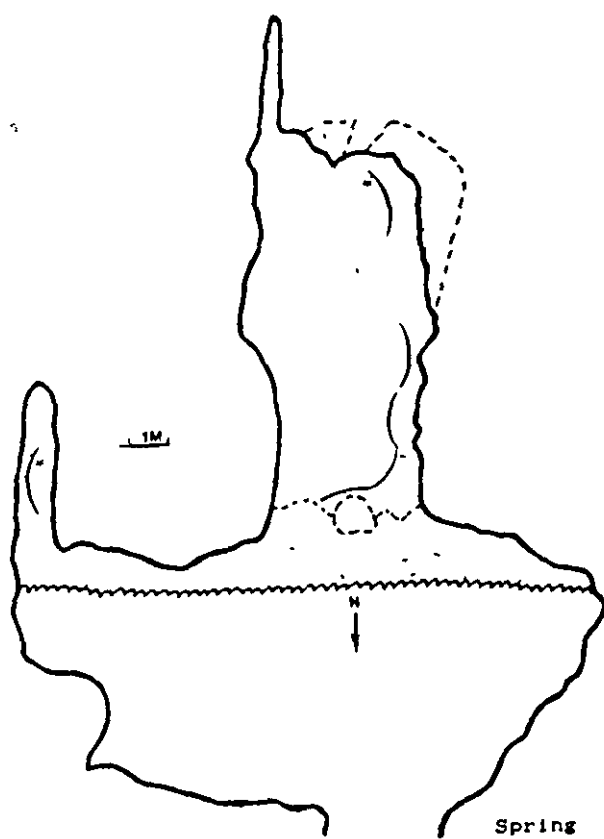
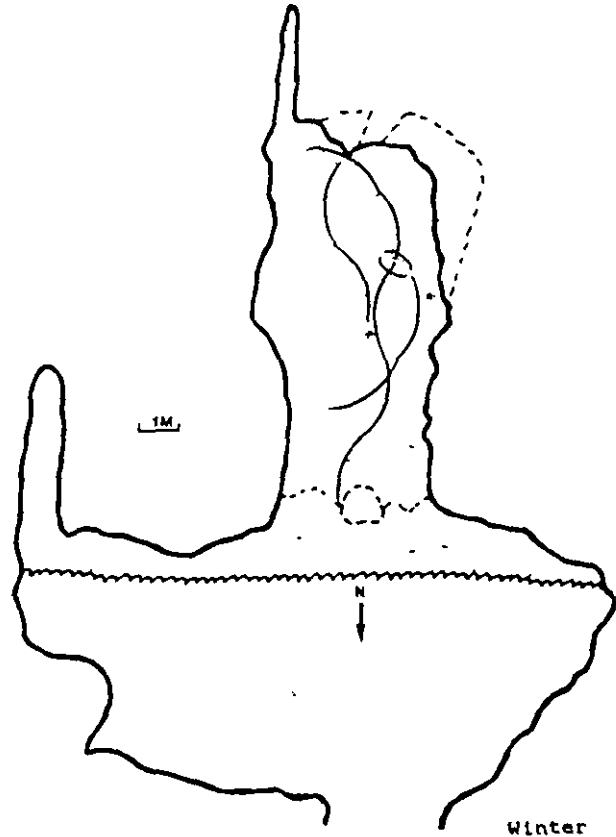
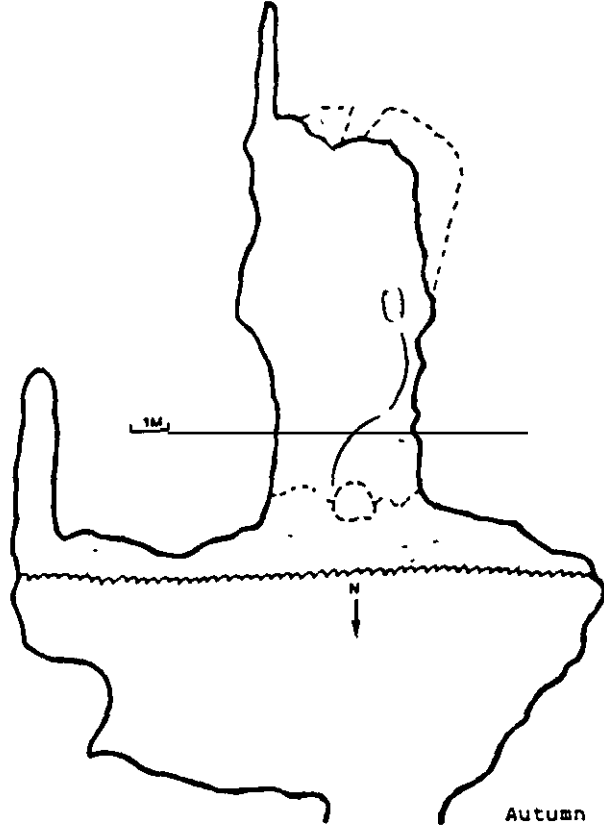


Figura 137. Localización de rastros en la cueva NW5

Tabla 34. Distribución de rastros de *Monachus monachus* en cuevas en función de la iluminación y la profundidad

iluminación	profundidad	densidad (rastros/m ²)
oscuridad	orilla	0,05
oscuridad	centro	0,02
oscuridad	fondo	0,26
sombra	orilla	0,06
sombra	centro	0,08
sombra	fondo	0,07
luz	orilla	0,06
luz	centro	0,03
luz	fondo	0,02

En base a esta tabla se puede decir que la especie tiende a utilizar preferentemente el fondo de las cuevas, así como las partes más sombreadas u oscuras

Para comprobarla significación del aserto hemos efectuado un análisis de la varianza, considerando los factores "iluminación" "profundidad" y "estaciones del año" actuando sobre la densidad de huellas como variable dependiente.

Los resultados (Tabla 35) nos mostraron que sólo la interacción de los factores 'iluminación" y "profundidad" sobre la densidad de huellas es significativa

Tabla 35. Resultados del análisis de la varianza para los factores Estación, Iluminación y Profundidad actuando sobre la densidad de huellas.

EFEECTO	g.l	M.S	F	p
ESTACION	3	0,0765	1,0621	0,3655
LUZ	2	0,1668	2,3142	0,1007
PROFUNDIDAD	22	0,1635	2,2679	0,1054
EST-LUZ	6	0,0185	0,2569	0,9563
EST-PROF	6	0,0228	0,3163	0,9283
LUZ-PROF	4	0,2438	3,3820	0,01*
EST-LUZ-PROF.	12	0,0466	0,6464	0,8016

MS error 0,0721, d.f error 288

Si observamos el reparto de rastros por zonas de distinta iluminación y profundidad encontramos que las focas se reparten en la orilla indiferentemente respecto de la luz, mientras que cuando se van al fondo escogen las zonas oscuras. Posiblemente esto esté reflejando que los animales que suben al fondo de la cueva hayan arribado de día a ella y busquen el fondo para dormir en la oscuridad. La mayoría de las focas que reposan en cualquier punto de la orilla o bien habrían arribado de noche, que a esas horas se halla toda a oscuras, sin buscar por tanto evitar la luz, o bien son grupos de cría, que acostumbran a estar con sus cachorros cerca de la orilla durante el día, sin esconderse. Estancias como los descansos durante la muda, probablemente largas, se registran en las zonas oscuras de las cuevas, normalmente profundas.

La concentración de rastros hacia el fondo oscuro de las cuevas podría estar asociada a la reducción de la miopía y el astigmatismo (que la especie posee sólo en tierra) cuando observan en un ambiente oscuro los objetos recortados en un fondo brillante (King 1984, Riedman 1990), que sería la entrada de la cueva. El animal sentiría más seguridad reposando cerca de una pared de la cueva, con una buena vista de la entrada, la única fuente de luz.

Aunque el efecto de las estaciones no es estadísticamente significativo, probablemente esto esté influido por la poca cantidad relativa de datos, cosa lógica en esta escasa especie. No obstante creemos que merece la pena observar la tendencia que apuntan estos a falta de una mayor acumulación de ellos.

Atendiendo a la profundidad en las cuevas por estaciones (Figura 138) vemos una tendencia en primavera, seguida por el verano, a utilizar el fondo. Esa tendencia es muy ligera en el invierno e inapreciable en el otoño, épocas con presencia de grupos de cría.

Analizando el reparto de rastros respecto a la iluminación por estaciones se observa (Figura 139) que la densidad de huellas en la zona oscura con respecto a las otras, tiende a ser mayor en primavera, seguida por el verano. El otoño y el invierno, siendo similares, registran densidades del orden de la mitad que las otras estaciones. La zona luminosa parece eludirse más en verano, en relación con las otras estaciones.

Considerando juntos los factores profundidad, iluminación y estación (Figura 140) vemos que destaca la concentración de huellas en fondos oscuros en primavera, seguida por el verano.

Como punto común a todos los casos nos encontramos que la especie tiende a buscar los sitios más recónditos en las estaciones con mayor presencia humana en la costa. Nos ha sido fácil durante el estudio ver a las focas reposar en la entrada de las cuevas en otoño e invierno, pero ello es imposible en las otras estaciones.

Para poder evaluar si esto es efectivamente consecuencia de la presencia humana y no de factores termoreguladores sería necesario estudiar a la especie en reservas sin ninguna molestia humana, pero esto no es por el momento posible. Con el ánimo de ahondar en el aspecto estacional del comportamiento de la especie en su hábitat terrestre hemos considerado las observaciones de focas en todas las cuevas durante nuestro estudio.

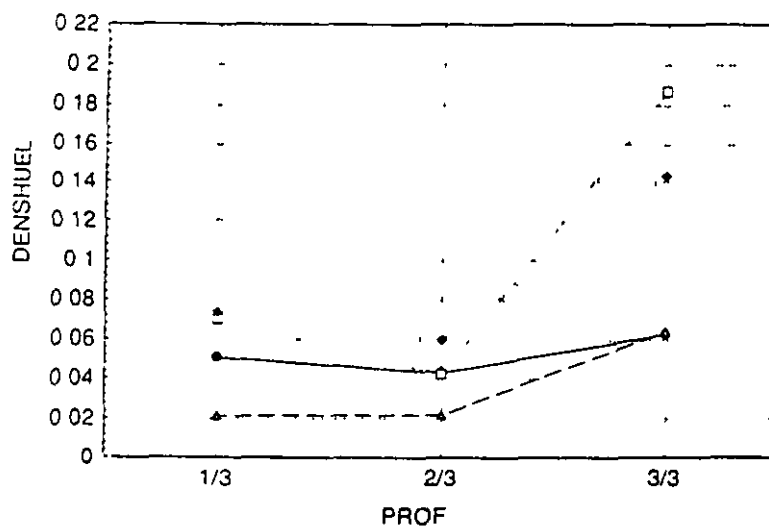


Figura 138. Tendencia en la distribución de rastros por estaciones respecto a la profundidad

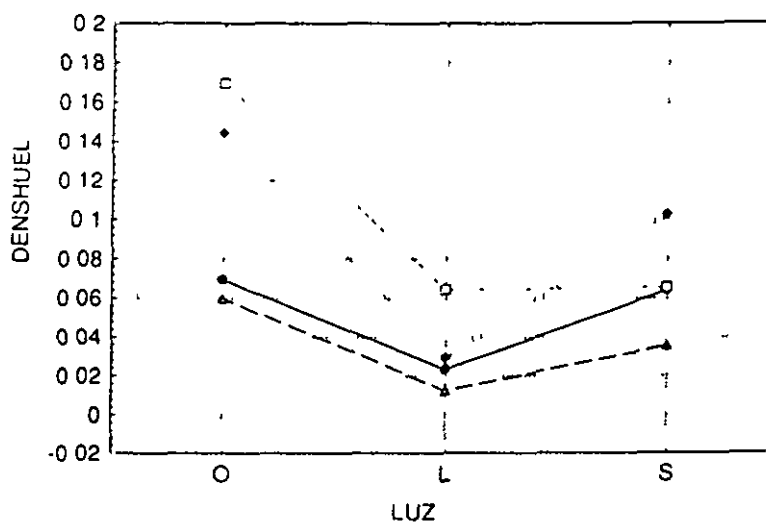


Figura 139. Tendencia en la distribución de rastros por estaciones respecto a la iluminación

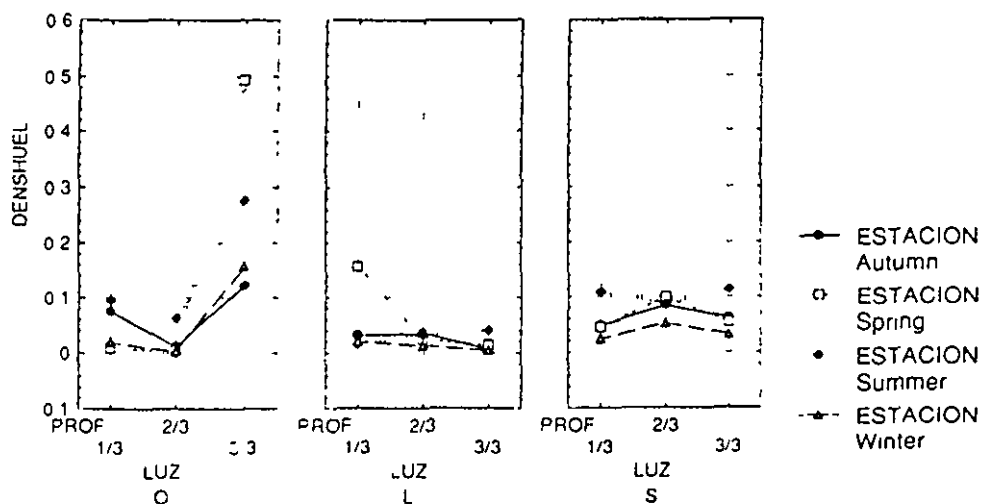


Figura 140. Tendencia en la distribución de rastros por estaciones respecto a la iluminación y la profundidad

Es de destacar su escasez en el periodo estival, con sólo nueve observaciones entre julio y septiembre (Figura 141), a pesar del gran número de visitas a cuevas donde la especie puede ser observada en otras fechas. Es muy conspicua la no observación de individuos en abril, cuando tienen lugar las vacaciones de Semana Santa en Grecia y los humanos invaden la costa. Las escasas observaciones estivales lo fueron en playas de cuevas no habituales. Se debe remarcar que las focas están en la zona, pues también en esos meses aparecen huellas en las cuevas, principalmente en zonas de fondo oscuras, y se observan asimismo individuos en el mar. Puesto que el chequeo de cuevas se hace por la mañana a lo largo de todo el año, comenzando poco después del amanecer, se deduce que el patrón de uso temporal cambia durante estos meses.

Ello podría ser consecuencia de los ritmos naturales del animal, pero también podría ser consecuencia del aumento de la actividad humana en la costa en esas fechas, pues guarda una relación inversa con el tráfico de barcos en la zona a lo largo del año.

Los resultados contrastan con los de Reijnders & Ries (1989), que siguieron a un joven del año liberado en Kyra Panayía (Esporadas del Norte) con un radioemisor. Ellos observaron un cambio del patrón de actividad de diurno en primavera (a esas horas se le alimentaba artificialmente en cautividad) a nocturno en verano. No obstante, la zona a donde se dirigió el animal, la península de Pílio en Magnesia, no está desarrollada turísticamente, y esto pudo facilitar el reposo en las cuevas de esta zona durante el día en verano. Otro factor importante es la habituación a la presencia humana de estos cachorros criados artificialmente. La preferencia de la pesca nocturna podría deberse a la mayor abundancia de peces a menores profundidades en esas horas, factor que puede jugar mayor papel en las focas jóvenes, pues poseen una menor capacidad de apnea.

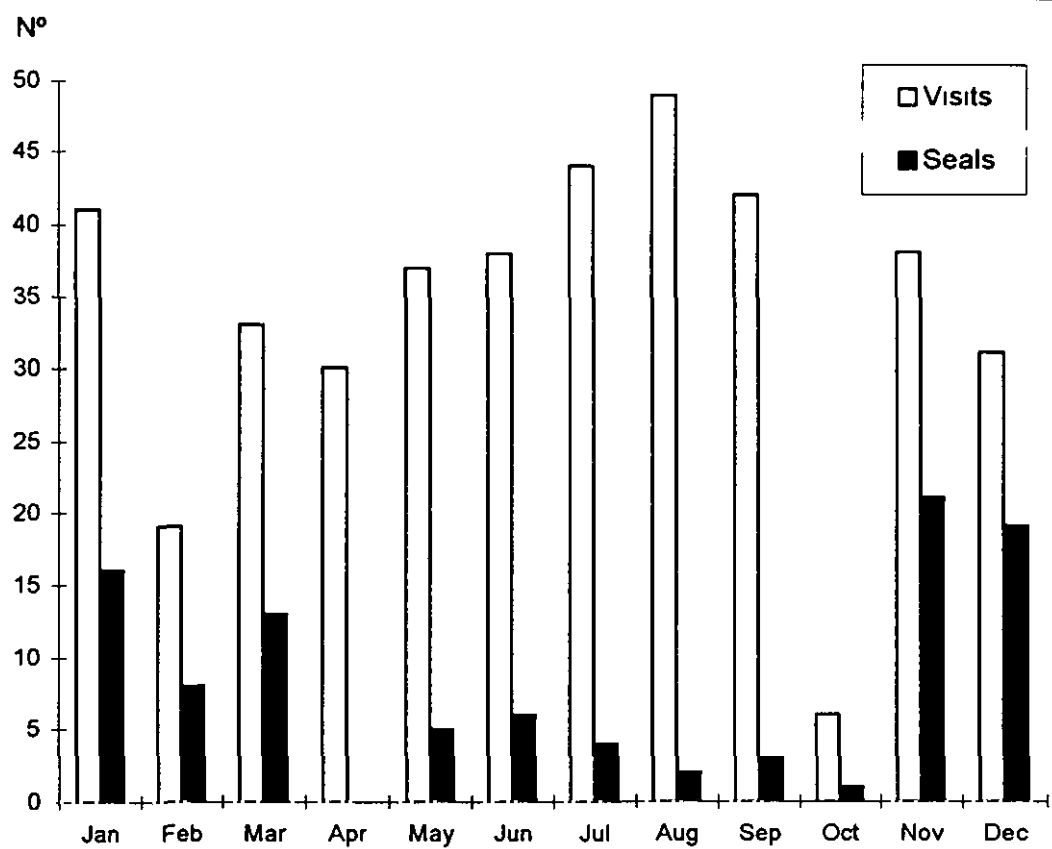


Figura 141. Avistamientos mensuales de focas en cuevas durante el seguimiento en Zákintos

Tabla 33. Resultados de la regresión múltiple que relaciona variables significativas de las cuevas de su frecuencia de uso.

Regression Summary

UTIL vs. 3 Independents

Row exclusion RESFOCA

Count	20
Num Missing	0
R	828
R Squared	686
Adjusted R Squared	627
RMS Residual	212

ANOVA Table

UTIL vs 3 Independents

Row exclusion: RESFOCA

	DF	Sum of Squares	Mean Square	F-Value	P-Value
Regression	3	1 577	526	11 665	0003
Residual	16	721	045		
Total	19	2 297			

Regression Coefficients

UTIL vs 3 Independents

Row exclusion: RESFOCA

	Coefficient	Std Error	Std Coeff	t-Value	P-Value
Intercept	.188	240	188	785	4441
SPLY	095	.165	142	577	5721
ANGVTO	005	002	670	2 665	0170
MLUZ	- 240	301	- 117	- 798	4364

Partial Correlation Matrix

Row exclusion: RESFOCA

	LPLY	SPLY	LTUN	ANGVTO	MLUZ	UTIL
LPLY	1 000	484	160	263	001	030
SPLY	484	1 000	125	373	107	097
LTUN	160	125	1 000	- 117	- 053	044
ANGVTO	263	373	- 117	1 000	- 081	528
MLUZ	001	107	- 053	- 081	1 000	- 192
UTIL	030	097	044	.528	- 192	1 000

20 observations were used in this computation

7. DINAMICA POBLACIONAL

El objetivo prioritario de todo programa de conservación de una especie es reducir el riesgo de extinción de su población (Ballou 1993). Según el citado autor, este riesgo es aún mucho mayor cuando el tamaño de la población es pequeño, pues a las causas ambientales se une la posibilidad de extinción por **azar**, como por ejemplo, cuando los nacimientos producidos durante un período notable, son pertenecientes a un sólo sexo.

La influencia de factores ambientales es también mayor en las poblaciones pequeñas. Así, la **Variación Ambiental** (cambios en las condiciones ambientales que afectan la supervivencia y/o la reproducción) puede provocar la extinción de una población pequeña. Las **catástrofes**, tales como epidemias, huracanes, destrucción del hábitat por el hombre, etc., son también factores que afectan primero a las poblaciones reducidas (Lacy 1993).

La diversidad o **Variabilidad Genética** puede verse más fácilmente reducida en las poblaciones pequeñas debido a la deriva genética, que puede hacer que muchos alelos existentes en los padres no se transmitan a la prole, disminuyendo su adaptabilidad a las situaciones arriba citada (Lacy 1993). El incesto, o reproducción con un individuo consanguíneo, aumenta la homocigosis de la progenie, factor que en mamíferos produce mayor mortalidad juvenil (Ralls & Ballou 1987, citado en Ballou 1993).

Todos estos factores hacen más vulnerables a la extinción a las especies con poblaciones pequeñas (Ballou 1993, Foose 1993) y han generado el concepto de población mínima viable (MVP; Foose 1993), es decir, una población lo bastante grande como para permitir la persistencia a largo plazo a pesar de los problemas genéticos, demográficos y ambientales.

En el caso de la foca mediterránea nos encontramos con todos los factores de riesgo para la supervivencia de poblaciones pequeñas. Su población no supera los 300 individuos en Grecia (presente trabajo) ni los 100 en el Sahara (Aguilar 1997). Su reproducción en cuevas posiblemente influya la mortalidad de crías en los años en que las tormentas sean más frecuentes de lo habitual. La mortalidad

adicional producida por el hombre tiene un gran impacto. Existe una creciente destrucción del hábitat costero por parte del hombre. La especie ha sido diezmada en el Sahara por una marea roja (Aguilar 1997). Recientes epidemias producidas por morbillivirus afectando a focas en el mar del norte y a delfines listados en el mediterráneo han alcanzado el hábitat de la especie, constituyendo un riesgo potencial (Cebrián 1993). Los terremotos y la erosión marina producen el desplome de cuevas con el consiguiente riesgo en los puntos donde la población se concentra en pocas cuevas, como en el Sahara. Resultados provisionales muestran que la diversidad genética de la especie parece ser baja, al menos en el Sahara (Pastor com per.).

Todos los factores afectando a la especie interactúan aumentando su influencia en la posibilidad de extinción a medida que la población se reduce. Ello genera un efecto de retroalimentación negativa llamado vórtice de extinción (Extinction Vortex, Gilpin & Soule 1986 en Ballou 1993). Para tratar de entender el efecto conjunto de estos factores en la probabilidad de extinción de una especie han sido desarrollados modelos procesables por ordenador que realizan un "Análisis de la Viabilidad de una Población", (PVA; Soule 1987 en Ballou 1993).

Goedicke (1981) predijo que la foca monje habría desaparecido de Grecia en el año 2000, sugiriendo el año de desaparición para las distintas colonias conocidas en el país. Para ello se basó en una población inicial de 500 individuos calculada por Vamvakas et al (1978) a la que aplicó una tasa de decrecimiento basada en Boulva (1978) de 13.1% anual. El cálculo no tenía en cuenta otros factores distintos de la matanza de individuos por pescadores ni ningún otro parámetros poblacional y ha demostrado no ajustarse a la situación real.

Con el fin de evaluar la futura situación de la foca mediterránea en Grecia nosotros hemos utilizado un programa de análisis de viabilidad poblacional por ordenador. El programa usado ha sido VORTEX versión 6 (Lacy, Hughes & Kreeger 1993), que es el habitualmente utilizado por el Grupo de Especialistas en Cría en Cautividad de la Comisión de Supervivencia de Especies, perteneciente a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

El éxito de este modelo no estriba sólo en que se centre en considerar la interacción de todos los factores que contribuyen a la extinción vanando a la vez,

sino que nos permite prever qué ocurre cuando variamos los valores de un factor que contribuye a esta. Ello nos ayuda a evaluar la importancia de ese factor y, basado en este método, que nos sea posible tomar medidas para reducir el efecto de los factores que más influyen en la extinción de la especie estudiada.

El modelo también considera la existencia de una metapoblación constituida por varias poblaciones, con distintas tasas de migración entre ellas. Este factor es fundamental en nuestro estudio, pues consideramos que poseemos una metapoblación constituida por al menos tres poblaciones (poblaciones con tasas de intermigración anual inferiores al 10%): la adriática, la jónica y la egea.

Los análisis de este tipo tienen no obstante muchas limitaciones, pues no es posible considerar en ellos todos los factores que afectan a una especie en libertad. Una descripción en detalle de estas es desarrollada por Lacy (1993). Como consecuencia de ello, la probabilidad real de extinción obtenida es generalmente subestimada. Debemos remarcar de nuevo que la utilidad de este análisis se halla en identificar los factores que tienen un mayor peso en la posibilidad de extinción de la especie considerada, como ha sido probado a posteriori en muchos casos en que ha sido utilizado para manejar poblaciones amenazadas (Lacy 1993).

7.1. Análisis de la viabilidad poblacional de la foca mediterránea

El programa VORTEX requiere una serie de parámetros poblacionales de cuya exactitud depende la calidad de los resultados obtenidos. Uno de los objetivos de esta investigación ha sido la obtención de los más importantes, como tamaño poblacional, edad de reproducción, mortalidad, natalidad, etc. La lectura de los apartados anteriores da al lector una idea del nivel de exactitud obtenido, que desafortunadamente, y debido a lo reducido y fragmentado de esta población marina, dista de ser el ideal. No obstante, hasta donde nosotros sabemos, es el mayor obtenido hasta la fecha.

En los casos en que se carece de información, hemos utilizado valores procedentes bien de la población atlántica de foca mediterránea, bien de la filogenéticamente más próxima foca de Hawaii. Estos datos fueron proporcionados por el Grupo de especialistas en cría en cautividad de la U.I.C.N. en el seminario sobre el uso del programa VORTEX celebrado en 1994 en Atenas (U.I.C.N. 1994).

Parametros demográficos utilizados

Edad al nacer la primera cría: el programa no utiliza la edad de madurez sexual sino la edad a la que se obtiene la primera progenie. En la hembra consideramos un mínimo de 5 años en base a la hembra inmadura analizada, y 6 años como edad a la que posiblemente se reproduzcan la mayoría de ellas. En el macho, la edad mínima sería de 7 años, y considerando la existencia de poliginia hemos supuesto que precisa tener al menos 9 años (y posiblemente más) para reproducirse con éxito.

Edad máxima de reproducción: La edad máxima registrada en una foca monje cautiva fue de 23 años. La edad máxima de reproducción registrada en la especie de Hawaii es de al menos hasta 23 años en la hembra (Johanos et al. 1994). Consideraremos una edad máxima reproductora de 25 años.

Sex ratio al nacer: 0,5

% de hembras criando: En las prácticas de análisis poblacional realizadas en el seminario llevado a cabo en Atenas, se consideró un porcentaje de 50 (UICN 1994). Wirtz (1968) observó que de 44 hembras de foca hawaiana marcadas, el 34% crió en dos estaciones consecutivas, el 32% sólo en la primera estación, y el 34% sólo en la segunda.

En nuestra especie hemos considerado también que, en general, un tercio de ellas cría cada año y el resto cada dos años, lo que da un porcentaje de 66,6. Esto lo hemos hecho considerando que una frecuencia reproductiva menor daría en nuestros cálculos de estima poblacional una cifra de adultos demasiado alta (en base a nacimientos registrados), en comparación con las otras clases de edad, lo que es poco probable. Además, en áreas como la de Milos obtendríamos efectivos de hembras adultas casi iguales, si no superiores, al del total de adultos (14). Es además probable que en las numerosas zonas donde existen sólo dos o tres individuos la reproducción de esas hembras sea optimizada a un parto anual. No consideramos una cifra mayor teniendo en cuenta que en el Jónico encontramos un % de 50 en base a la población seguida varios años, integrada probablemente por 4 hembras adultas.

Desviación estándar en % de hembras criando: en la variación ambiental de la cría consideraremos un valor aproximado del 9%, observado en una muestra de 7 años en Zákintos

Máximo número de crías por parto: damos por seguro que es 1

Mortalidad específica de la edad: consideramos originalmente datos procedentes de núcleos densos de cría de *Monachus*, obtenidos de la población saharauí y la especie hawaiana, tomados de la UICN (1994), adaptados con las modificaciones reflejadas para cada caso en el apéndice P

Edad 0: 20, 40, 60%

Edad 1 10%

Edad 2: 10%

Edad 3 8%

Edad 4: 6%

Edad ≥ 5 : 2, 4, o 6%

-

Desviación estándar en la mortalidad: se utilizan datos procedentes de la población atlántica de *Monachus* (UICN 1994)

Edad 1. 10-20%

Edad 2: 5%

Edad 3: 3%

Edad 4: 3%

Edad ≥ 5 : 1-2%

Tamaño de población inicial: Consideramos los valores mínimo (246) y máximo (300) obtenidos en este estudio, así como la mitad del primero (123), para evaluar el supuesto de una gran sobreestimación de la población existente.

Estructura de la metapoblación: Suponemos que no existen poblaciones aisladas dentro del Egeo, pues la circulación general superficial del agua en este mar, debe facilitar una dispersión juvenil homogénea en todo este mar

La masa continental de Grecia debe no obstante dificultar en grado sumo el intercambio de individuos entre los mares Egeo y Jónico, y lo que es mas importante, las corrientes superficiales en el Jónico son, tanto en verano como en invierno, de SE a NW, no invirtiéndose ese sentido hasta una distancia de unas 60 mn de la costa griega (Y Y 1976) Esto posiblemente haga mucho menor la emigración desde el Jónico al Egeo que la inmigración desde este último

Ese mismo sentido de las corrientes permite que llegen jóvenes en dispersión al Adriático, posibilitando la futura reaparición de esa población

En base a lo expuesto suponemos la existencia de una metapoblación compuesta de tres poblaciones. La población egea, con 214-271 individuos; la población jónica, con 20-29 individuos, y la población adriática, actualmente extinguida como reproductora, pero con inmigración desde la jónica a un ritmo mínimo de un juvenil cada dos años. En el programa utilizaremos las dos primeras.

Las tasas de migración estimadas son: 5% del Jónico al Adriático; 0% del Adriático al Jónico; 5% del Egeo al Jónico (por aproximación basada en la anterior), 2.5% del Jónico al Egeo. 0% entre el Adriático y el Egeo. La menor edad de migración se considera 1 año, a juzgar por la desaparición de jóvenes en Zákintos y la mayor los 6 años, que es el promedio entre la madurez sexual de hembras y machos (el modelo no permite diferencias entre sexos en la edad máxima de migración).

Distribución inicial de edad: Es considerada estable en el Jónico y el Egeo. En el Adriático se consideran fundadores de un año de edad, lo cual no permite utilizar este programa

Depresión de consanguinidad: Otro Monachini, el elefante manno del norte posee una alta consanguinidad, tras recuperarse a partir de pocos individuos. Según Lacy (1993) esta no parece haber mermado su supervivencia y nivel reproductivo. Ello sugiere la no actuación de recesivos letales por lo que consideraremos en nuestro modelo de *Monachus monachus* la no existencia de estos

Correlación entre CV (variación ambiental) de reproducción-CV de supervivencia: Consideramos que están relacionadas en esta especie, pues un año con abundancia de presas o con pocas tormentas otoñales seguro que beneficia tanto a la reproducción de adultos como a la supervivencia de los juveniles, y viceversa

Estrategia reproductiva: Consideramos a la especie polígama. El programa presenta el problema de que el azar nos puede llevar a una población con un macho fecundando a decenas de hembras, cosa que no ocurriría en Grecia debido a la fragmentación de grupos de cría

Porcentaje de machos adultos en el "pool" reproductor: consideramos la proporción reproductores-no reproductores observada de 11-8 en la muestra de Cicladas, lo que da un valor de 58%

Denso-dependencia de la reproducción: Aunque una población muy laxa tendrá más dificultades para que se den emparejamientos, suponemos que esta cifra debe ser muy baja, pues las buenas cuevas de cría parecen funcionar como centros de congregación de individuos en la época de cría, incluso en zonas con sólo dos focas. Por otra parte, si la concentración de hembras criando fuera muy grande en una cueva ello podría producir la muerte adicional de algún cachorro por aplastamiento o falta de espacio material en las partes protegidas del oleaje. Esto se vería no obstante posiblemente compensado por la existencia de adopción en Monachini, que evitaría la muerte de cachorros huérfanos.

Aunque el efecto de la alta densidad no está muy claro en estas poblaciones, y en base a nuestro conocimiento del hábitat de cría, supondremos que en teoría sólo una población que produzca un aumento de densidad cinco veces el máximo actual en el Egeo (=1355) y quince veces el existente en el Jónico (=450) reduciría el éxito reproductivo. En el Adriático consideramos que las cuevas existentes podrían soportar 40 partos al año, con una población equivalente de unos 250 individuos. Esto nos da una **capacidad de carga** de unos 2000 focas en todos estos mares. En el programa no consideraremos el Adriático.

La curva creada al comparar porcentaje de hembras criando con el tamaño poblacional debería tener un aumento rápido hasta el óptimo al existir sólo unos pocos individuos (gracias a la predictibilidad de los puntos de reproducción) Este óptimo se mantendría hasta el umbral de la capacidad de carga, donde la falta de espacio en las cuevas produciría un bloqueo al acceso de nuevos reproductores, con alto número de cachorros arrebatados por las tormentas. Esto daría un perfil con una caída brusca del porcentaje de reproductores sólo al alcanzarse la capacidad de carga

Para obtener esos resultados, estimamos que la curva que define la reproducción denso-dependiente en Vortex (1993) precisa tener valores de $A=1$ (que condiciona el perfil inicial de la curva) y $B=16$ (que condiciona el perfil final de esta), donde.

$$P(N) = (P(0) - \{[P(0) - P(K)] * (N/K)^B\}) * N / (N + A)$$

siendo $P(N)$ el % de hembras que cría cuando la población es N ; $P(K)$ el % de estas criando cuando la población está a la capacidad de carga, K , y $P(0)$ la proporción de hembras criando cuando la población es cercana a 0

Identificación de parámetros prioritarios para la supervivencia de las poblaciones

Los parámetros hasta ahora considerados serán supuestos como los más próximos a la situación real de nuestra especie en el área, y no controlables. Como ya se ha expuesto, la posibilidad de extinción obtenida podría en cualquier caso ser muy distinta de la real, debido a la naturaleza estocástica del fenómeno de extinción en sí.

La variación introducida en los parámetros descritos a continuación nos dará no obstante una indicación bastante clara del papel que puede jugar el manejo de estos para aumentar la probabilidad de supervivencia de la especie, y en qué grado

Variación en la capacidad de carga: El programa nos permite variar la capacidad de carga en forma de porcentaje anual durante un número de años seleccionado por nosotros. Efectuaremos simulaciones con distintos niveles de destrucción o inutilización de hábitat en la región estudiada. Evaluaremos también el efecto de la restauración de cuevas inutilizadas en el presente.

Colección de individuos: simularemos distintos niveles de colección de individuos para calcular el impacto de las matanzas efectuadas por el hombre en la especie, así como para evaluar las posibilidades de traslocación de focas a otras zonas o entre ellas. En este último caso variaremos las tasas de migración asociadas a esta traslocación artificial. Evaluaremos también el efecto que puede tener en la población la recuperación de cachorros de focas.

Tipos de catástrofes posibles en la especie: Suponemos dos tipos de catástrofes que pueden afectar a un número importante de individuos: una marea negra y una epidemia. Los terremotos, frecuentes en Grecia, afectan a pocas cuevas a la vez, y no los consideramos una amenaza seria para una población tan dispersa.

Aunque las catástrofes son estocásticas, las mareas negras pueden ser reducidas por medio de manejo, la severidad de epidemias producidas por morbillivirus puede ser reducida con vacunaciones, y la de mareas rojas puede mitigarse con una captura temporal de individuos hecha a tiempo.

Todos los datos utilizados en cada simulación, así como los resultados obtenidos se muestran en el Apéndice P.

7.2. Viabilidad de la población en ausencia de matanzas por el hombre

Efecto de los parámetros demográficos

Considerando una mortalidad esperable del 40% en la clase de edad 0 y una mortalidad de adultos del 2%, hemos probado el efecto del tamaño de población inicial en la probabilidad de extinción. Comprobamos que tanto la población posible, como la probable y una población 50% menor que la probable, no se extinguirían en ninguna de las 200 simulaciones para 200 años, siendo sus tasas intrínsecas de crecimiento (r) positivas. La heterozigosidad de la metapoblación sería satisfactoria, con más del 98% conservado en los tres casos.

Suponiendo un ambiente natural más severo pasamos a considerar una mortalidad desde la edad de madurez sexual del 6%, valor común en otras especies de focas (IUCN 1994). De nuevo observamos que aunque r se reduce alrededor de

un 50%, la viabilidad sigue siendo total, incluso para la población mínima considerada, cuya heterozigosidad de metapoblación sigue manteniéndose al 97%

Si simulamos la progresión de una población probable con una mortalidad del 60% en la clase 0, y del 2% en los adultos, observamos que la heterozigosidad final es menos del 1% menor que la homónima con 40% de mortalidad de cachorros, pero r de la metapoblación se reduce en un 80%. Esta reducción de r es mucho más patente en la población del Egeo, donde se hace tres veces menor. La tasa de crecimiento parece ser más sensible a aumentos en la mortalidad natural en las crías que en los de adultos de la especie.

Resultado común a todas las situaciones arriba emuladas es que la supervivencia de la metapoblación no se ve amenazada ni en los rangos superiores de mortalidad natural esperada, tanto de adultos como de cachorros. Esto se cumple incluso en una población con la mitad de los efectivos que creemos tener en Grecia, lo que nos daría un valor irreal de 10 focas en todo el mar Jónico.

Sin embargo, una situación en que la mortalidad de crías sea del 60% y la de maduros 6% en una población 50% menor que la probable, nos da ya una probabilidad de extinción estocástica del 3% con un lapso medio de 155,33 años hasta que ocurra. La heterozigosidad metapoblacional tiene un valor aún aceptable del 90%. El coeficiente r metapoblacional oscila alrededor de cero, facilitando la posibilidad de extinción.

Al evaluar la misma situación con el tamaño de población que consideramos probable, observamos que la probabilidad de extinción sería en realidad del 0,5%, con un lapso de 152 años y sin variaciones notables en r la heterozigosidad se mantiene a un nivel satisfactorio por encima del 95%. Esta es la situación que consideramos más próxima a la real

Efecto de la estructura de la metapoblación

La intermigración crea un efecto protector contra la extinción, así en el último caso expuesto, de las tres extinciones producidas en poblaciones locales, una es neutralizada por recolonización. En el caso más severo, en que consideramos una población la mitad de numerosa, dos de las ocho extinciones ocurridas en el Egeo

(25%) y 16 de las 23 acaecidas en el Jónico (69,6%) fueron neutralizadas por recolonización, reduciendo la probabilidad de extinción de la metapoblación al 3%

¿Qué efecto tendría el aislamiento de las dos poblaciones en su futura supervivencia? Si la migración se reduce a cero en la metapoblación probable, con una mortalidad del 60% en cachorros y del 6% en maduros, la probabilidad de extinción de la población jónica aumenta hasta el 56,5%, demostrándonos el papel fundamental que juega la inmigración en la supervivencia de las poblaciones pequeñas. Desafortunadamente, el único cachorro del Jónico, tomado de Corfú en 1988 y criado en cautividad junto a otro del Egeo, fue liberado en el Egeo Norte junto con aquél

Viabilidad de la población considerando la aparición de catástrofes

La aparición de epidemias no es un fenómeno ni mucho menos escaso en los mamíferos marinos (Bonner 1989, Harwood & Hall 1990). Una epizootia producida por un morbillivirus (Domingo et al 1990, Osterhaus et al 1992, Van Bresse et al 1993) azotó los mares griegos entre 1991 y 1992 (Cebrián 1995a). Aunque este virus no afectó a la foca monje en condiciones de laboratorio (Osterhaus et al 1992, Visser et al 1993), un virus similar diezmo las poblaciones de focas de los mares del Norte y Báltico en 1988, alcanzando al menos una foca de casco enferma las costas mediterráneas pocos años después (Cebrián 1993). El riesgo de una epizootia es latente. La marea roja producida principalmente por dinoflagelados *Alexandrium minutum* (Aguilar 1997) produjo la muerte de entre el 68,5% y el 81% de la población saharaui de foca monje, según los datos de este autor.

Los mares griegos son una de las regiones marinas del mundo con mayor densidad de naufragios y encallamientos (Cooper 1983). Ello lleva casi siempre asociados derramamientos de gasóleo pesado. Además, dos mareas negras (petróleo crudo) han ocurrido en Grecia en los últimos 10 años, una en Navarone, mar Jónico y otra en las Cicladas del norte, mar Egeo.

Aunque no tenemos registros directos de focas monje muertas por esta causa, es un hecho comprobado en Zákintos que sus cuevas pueden quedar inutilizadas por al menos diez años. La marea de Cicladas inutilizó cuevas en Andros y Mykonos. Las mareas negras han producido la muerte de focas en áreas con

abundancia de estas en el hemisferio norte. Es probable que el fenómeno aumente la mortalidad de la especie en Grecia

En esta simulación vamos a considerar las siguientes frecuencias y virulencias de catástrofes

Epidemia vírica la mucho mayor dispersión de las focas monje en Grecia con respecto al Sáhara o a las focas de los mares del norte de Europa haría que un virus no se extendiese tan fácilmente como en esos casos. Si hubiera ocurrido una epizootia en al menos los últimos 30 años es seguro que habríamos registrado el hecho, tras el amplio contacto con pescadores de edad avanzada. Inicialmente, consideraremos que un virus infecta a la población cada 33 años, con una producción de mortalidad del 30% y una caída en la reproducción del año de infección del 10%.

Marea negra. Supondremos que ocurre una de envergadura cada veinte años en cada población, que mataría al 5% de los individuos, con una caída en la tasa de reproducción del 5%

Al considerar ambas catástrofes, en la población probable, con mortalidad del 60% de los cachorros y del 6% en adultos, obtenemos una probabilidad de extinción del 37% en el Egeo y 46,5% en el Jónico con una probabilidad metapoblacional de extinción del 36,5%.

Si consideramos unos efectos de ambas catástrofes el doble de importantes, observamos que la probabilidad de extinción es casi segura, con 90,5% para la metapoblación, 91% para el Egeo, y 93,5% para el Jónico.

Si sólo existiera la posibilidad de una de las catástrofes obtenemos que:

- La sola actuación de una epizootia produce un riesgo de extinción del 28% en la población jónica y del 21,5% en la Egea. La metapoblacional sería del 20%.
- La producción de mortandad sólo por mareas negras al nivel supuesto nos da un riesgo de extinción metapoblacional del 0,5%, similar al que existiría sin que ocurriera ningún tipo de catástrofe, lo que nos sugiere que catástrofes de esa envergadura no producen un riesgo de extinción adicional a la especie significativo

Vemos pues, que la posibilidad de extinción de la especie por causa de una epizootia con mortalidad del 30% ocurriendo tres veces por siglo, es ya un hecho

posible aunque se anularan por completo las matanzas por el hombre y las consecuencias de las mareas negras

7.3. Viabilidad de la población considerando las matanzas por el hombre.

Es difícil evaluar el nivel real de muertes producido por el hombre, pues los valores obtenidos para el país son seguro inferiores a los reales. Es, sin ningún margen de dudas, excesivo. En Zákintos, registramos la muerte por el hombre de al menos 11 individuos desde 1988 hasta 1996. Es probable que se halla eliminado en la isla al menos un 5% de individuos anualmente, la mayoría de ellos adultos. En todo el país estimamos que la mortandad anual por el hombre oscila entre el 4,3% y el 5,5% a partir de los tamaños de población posible y probable, respectivamente, relacionados con el registro más completo de muertes, obtenido para 1990. Si considerasemos la media de muertes anuales ocurridas entre 1987 y 1994 obtendríamos una mortandad indudablemente subestimada de entre el 1,8% y el 2,4% anual.

Hemos considerado en el modelo la mortandad registrada en 1990 como la existente actualmente en el país. Cálculos en base a años anteriores, además de incompletos, no serían extrapolables a la situación presente.

Tomamos, pues, 13 individuos anualmente de la población. La distribución por clases de edad la hemos hecho con arreglo a las proporciones registradas entre 1987 y 1994 (TABLA MORT). De las muertes registradas como juveniles-adultos suponemos adultos a un tercio de ellas y juveniles a los otros dos tercios, en base a la existencia de grandes machos todavía inmaduros. Así, obtenemos para 13 individuos una proporción de 4 cachorros, 4 juveniles y 5 adultos. La repartición asignada a los juveniles es de dos machos de 2 y 6 años y dos hembras de 3 y 4 años.

Asignamos 12 de las muertes al Egeo (tamaño poblacional = 214), con igual reparto entre machos y hembras (2), tanto en los cachorros como en los juveniles y adultos.

Aunque el valor real esperado sería de 1,6 muertes por año, una muerte anual se asigna al Jónico (tamaño poblacional = 20) Para equilibrar las muertes de machos y hembras en ese mar, así como el efecto de las clases de edad, se simulan en el modelo dos muertes de individuos de edad un año menor que la de madurez sexual ecológica (5 años en la hembra; 8 años en el macho) ocurridas cada dos años (el modelo no permite simular diferentes mortalidades para cada año)

La simulación en estas condiciones nos revela que la extinción de la especie, sin necesidad de otras causas, es segura en menos de 47 años, siendo más rápida la del Egeo

Para evaluar la situación con una mortandad en el Jónico más próxima a la real probamos otra simulación en la que las 2 muertes citadas en ese mar ocurren cada año reducimos de forma análoga en una muerte anual las ocurridas en el Egeo, resultando 11 anuales. Se suprime pues en el Egeo la muerte de un macho de 8 años, y no una hembra, ya que suponemos que las hembras son más vulnerables a las matanzas en la época de cría.

El nuevo ensayo nos resulta también en una extinción segura, que ocurre en 33 años para la metapoblación y en 225 años (la más rápida) en el Egeo.

Existe una idea confundida en círculos conservacionistas de que la única causa amenazando a la especie con extinción en Grecia son las muertes intencionadas. Como ya se ha citado en el apartado de mortalidad, el papel de los atrapamientos en redes es también fundamental. Si se ensaya una situación en que sólo se produjeran muertes a causa humana por ahogamientos, se obtiene que a pesar de que la mortalidad asociada a pesquerías se reduce en un 75% (~3 muertes/año en el Egeo, 0,5 muertes/año en el Jónico), la especie tiene un 83,5% de probabilidad de extinguirse por culpa de los trasmallos tras 122 años

7.4. Posibilidades de manejo

Viabilidad de la población considerando traslocaciones de individuos

Consideremos los tres tamaños de población (posible, probable, 1/2 probable) con tasas de mortalidad natural de 60% en la clase 0 y 6% en las clases de edad

maduras sexualmente, en ausencia de muertes por el hombre o catástrofes. Si por medio de traslocación artificial duplicamos la tasa de migración entre el Egeo y el Jónico obtenemos lo siguiente:

En la población más pequeña la probabilidad de extinción se duplica al duplicar la migración mediante traslocación. En la población probable la probabilidad pasa de ser 0,5%, antes de manejarla, a nula, tras la traslocación. En la población máxima posible, no existe una diferencia notable entre la población manejada y la no manejada, siendo la probabilidad de extinción nula en ambas.

Comprobamos que la traslocación es una técnica de manejo que debe realizarse con sumo cuidado cuando el intercambio entre poblaciones es desigual, pues si la población que dona más individuos ha alcanzado unos parámetros de crecimiento críticos puede producirse su extinción más fácilmente, arrastrando consigo a la otra (al anularse la posibilidad de futuras inmigraciones en esta última).

Una solución óptima sería intercambiar individuos, es decir intercambiar focas del mismo grupo de edad entre las dos poblaciones sin afectar al total de efectivos de cada población, independientemente de las diferencias en sus tasas esperadas de migración. Ello nos reportaría beneficios genéticos sin afectar a los efectivos poblacionales naturales. No se deberían traslocar individuos de una población a otra sin la equivalente relocalización a la población donante.

Viabilidad de la población sometida a catástrofes reduciendo la mortalidad no asociada a pesquerías

Si en la población considerada en el apartado de catástrofes efectuáramos acciones que pudieran reducir la mortalidad no asociada a pesquerías, obtendríamos los siguientes cambios:

Una reducción de la mortalidad, bien de adultos, bien de cachorros, a la mitad neutralizaría totalmente el peligro de extinción de la especie por esta causa, siempre en las condiciones de virulencia supuestas de 30% y 5% de mortandad por catástrofes cada 33 y 20 años respectivamente.

Ademas, una reducción de tan sólo el 5% en la mortalidad de cachorros bajaria la probabilidad de extincion de la metapoblación a tan sólo el 3,5%. Si esta se redujera un 10%, el riesgo de extinción provocado por catástrofes desaparecería (siempre en las condiciones ensayadas)

Estos resultados nos sugieren que acciones encaminadas a aumentar la supervivencia de cachorros en su primer año serían altamente beneficiosas. Probablemente, esto fuera más factible que anular la posibilidad de que ocurran las catástrofes citadas por medio de vacunaciones totales (con necesidad de revacunación) y planes de urgencia para mareas negras, o reducir la mortalidad de adultos no producida por pesquerías y catástrofes. Esto último lo veremos con un ejemplo

Suponiendo que nacen unas 60 focas por año en toda Grecia tendríamos que asegurar la supervivencia en su primer año a 15 de ellas, para garantizar 6 animales vivos más de lo esperado al cumplir un año (9 de esos 15 cachorros habrían sobrevivido por si solos en cualquier caso, debido a la probabilidad de supervivencia original del 60%) Eso sería teóricamente más factible (ej: radioseguimiento con acciones sobre animales en peligro o enfermos) que bajar la mortalidad de adultos del 6% al 3% garantizando la neutralización de muertes no asociadas a pesquerías mediante el total seguimiento de al menos 50 adultos.

Viabilidad de la población considerando la prohibición de trasmallos en el país

Supongamos que la población no está amenazada por catástrofes. En el supuesto de que una prohibición total de trasmallos en el país neutralizara los ahogamientos en redes, la mortalidad asociada a las pesquerías se reduciría aproximadamente en un 25%, considerando el promedio de ahogamientos entre 1987 y 1994 (Tabla 24). Ello supone 3 muertes menos al año. Observamos que un ensayo con una reducción análoga en las muertes del Egeo (un cachorro hembra, un juvenil macho, una hembra adulta) nos da los siguientes resultados en la población probable de Grecia, con 8 muertes/año en el Egeo y 2 muertes/año en el Jónico, y sin considerar catástrofes

La extinción de la metapoblación es segura en 40 años, siendo la diferencia con la ocurrencia de muertes en redes una prolongación de tan solo 7 años en la existencia de individuos

Sin embargo, y dado que la muerte de focas por el hombre está asociada casi exclusivamente a la producción de daños en trasmallos por estas, creemos que en realidad las matanzas por el hombre desaparecerían, y con ello la probabilidad de extinción sería la ya analizada anteriormente, y de tan sólo 0,5%

Veamos qué podemos conseguir si reducimos en un 10% la mortalidad de cachorros no asociada a pesquerías, sin reducir la asociada a ellas

Una reducción de la mortalidad de las crías del 60% al 50% nos prolongaría la supervivencia de la especie en el país por sólo 7 años más, es decir, se extinguirían en 40 años. Aunque este manejo se muestra eficaz para evitar la extinción por catástrofes, no lo es para evitar la producida por las pesquerías.

Supongamos ahora un escenario en que se prohíbe el uso de trasmallos en todo el país excepto en ciertas reservas marinas, donde los pescadores tengan derecho a usar trasmallos si no se registran muertes intencionadas de focas.

Supondremos además que en una situación ideal esas reservas llegan a albergar a la mitad de las focas del país. Se producirán ahogamientos equivalentes a la mitad de los que ocurrían en todo el país antes de aplicar la nueva regulación, sin que ello suponga medidas punitivas a los pescadores.

En esas circunstancias las matanzas intencionadas desaparecerían en todo el país, manteniéndose el 50% de los ahogamientos. El resultado teórico sería una probabilidad de extinción del 30% a los 150 años

Si las reservas creadas albergaran al 25% de las focas los ahogamientos disminuirían en la misma proporción. En ese caso la probabilidad de extinción metapoblacional es del 6% tras 166 años. Si funcionaran correctamente tres parques marinos, uno en Esporadas (Egeo norte), uno en Milos-Kímolos (Egeo sur) y otro en Zákintos (Jónico) el porcentaje de población albergada sería aproximadamente el citado. El riesgo de extinción sería tolerable, en las circunstancias en que se

encuentra actualmente la especie. La ventaja de esta medida estriba en que la prohibición de traslados en otras zonas sería de esta forma políticamente justificable con su tolerancia en zonas respetuosas con la especie

Viabilidad de la población considerando la recuperación de cachorros abandonados

Entre 1988 y 1997 un total de 10 cachorros de foca monje considerados como abandonados fueron tratados en centros de recuperación, dos en Holanda y el resto en Alónisos, Grecia. La utilidad de estas acciones para la supervivencia de la especie parece ser cuestionable. Al menos 5 de estas crías habían sido arrebatadas a sus madres o no devueltas a ellas a pesar de rondar en el punto de hallazgo llamando a sus cachorros. Otras tres fueron halladas en el mismo punto en el plazo de dos años, lo que hace el azar del evento prácticamente imposible ($P = 1/10^6$, suponiendo un máximo de 100 cuevas de cría en el país). Similares situaciones parecen ocurrir en relación con centros de recuperación en el norte de Europa (Schwarz & Heidemann 1992)

Seis de los cachorros criados en cautividad sobrevivieron hasta su liberación antes de cumplir un año de edad. Sólo los dos primeros animales tratados fueron marcados con radioemisores y seguidos algunas semanas (Reijnders & Ries 1989). Además, los animales liberados son totalmente mansos y están improntados a los humanos. Por todo ello no podemos estimar las posibilidades de éxito de tales operaciones.

En nuestra simulación vamos a suponer una situación ideal, en que dos cachorros que hubieran muerto seguro de no ser capturados son reintroducidos cada año, sin que el contacto humano les haya creado problemas de adaptación a la vida salvaje

La simulación en la población probable, sometida a mortandad por pesquerías nos revela que no se evita la extinción segura de la especie, siendo la única diferencia la supervivencia de la metapoblación durante 34.8 años en lugar de 32.2 años, sin intervención

En vista de esos resultados, la mejor acción a realizar con los cachorros tratados sería establecer una nueva colonia en semicautividad que permita la futura

reproducción, quizá asistida por nuevas tecnologías con el fin de optimizar la producción de crías

La colonia debería estar alejada de las grietas, para evitar el efecto de la misma catástrofe que teóricamente pudiera afectar a estas. Tal posibilidad no debe despreciarse. Ocurrió con una colonia en cautividad de hurones de pies negros *Mustela nigripes*, que fue extinguida por el mismo virus que diezmó la última población en libertad (Ballou 1993), por no haber sido establecida en un área alejada. En otro caso equivalente, un huracán asoló el bosque donde se hallaban tanto los últimos ejemplares salvajes como la colonia en cautividad de loros de Puerto Rico (Lacy 1993).

E . DISCUSION FINAL Y CONCLUSIONES

1. DISCUSION

Como se ha comprobado con este estudio, la matanza directa por parte de los pescadores artesanales puede conducir a la extinción de la foca mediterránea en Grecia en sólo unas pocas décadas. El hacer cumplir la ley existente para su salvaguarda es esencial, pero presenta muchas dificultades prácticas y sociológicas en el país. Por ello no podemos esperar que la conservación del animal en la práctica esté basada en la legislación. Una forma alternativa de plantear soluciones consiste en promover incentivos a la población local, en este caso los pescadores, para que apoyen o al menos no se opongan a los esfuerzos de protección.

Los incentivos pueden dividirse en dos categorías principales (McNeely et al. 1993): los directos pueden ser bien en metálico o en especie y son proporcionados a la población con el fin de minimizar el coste que supone para ellos el esfuerzo de conservación. Uno de los incentivos directos más polémicos es el de compensar el daño ocurrido en las redes, en dinero o en género (nuevas redes). Esta solución no sería sólo costosa sino un desperdicio económico. Los pescadores estarían muy satisfechos con ella, pero es difícil creer que cambiarían su actitud para con las focas. No existe además solución práctica para evaluar si el daño ha sido realmente producido por la foca o creado "artificialmente" para recuperar el valor de una red vieja o rota ya por otras causas. Otros incentivos directos son las exenciones de impuestos y préstamos a bajo interés. Las consideramos mejores que las medidas compensatorias directas, pero de nuevo pueden no estar conectadas en absoluto con la conservación de la especie. La exención de impuestos existente desde hace años para la compra de redes nunca ha sido reconocida por los pescadores profesionales ni ha favorecido la solución del conflicto.

Los incentivos indirectos no están directamente relacionados con beneficios económicos, pero sí pueden generarlos a medio o largo plazo o pueden satisfacer ciertas necesidades de la población. Un ejemplo de este tipo es el

acceso diferencial a recursos. La mayoría de los pescadores costeros usan trasmallos y anzuelos. Considerando ciertas limitaciones, como sería el calado de estos últimos a menos de cinco millas de una cueva usada habitualmente por focas, y el control en el máximo de kilómetros de red calados estos métodos pueden ser sostenibles para el medio ambiente marino y para la especie. Pero actualmente cientos de otros barcos pesqueros, tanto industriales como amateur tienen acceso a los mismos recursos debido a la falta de un control apropiado a nivel nacional, llevando a la sobreexplotación de bancos (Papaconstantinou et al 1993, presente trabajo). Como hemos visto en este estudio, el esquema de conservación basado en otorgar a los propios interesados la responsabilidad de la conservación de su medio ambiente marino funcionó en las islas Esporadas mientras estuvo vigente. La situación contraria deriva en lo que ha sido bien descrito como "la tragedia de los bienes comunes" (Hardin 1968). Las pesquerías son un recurso común accesibles casi a cualquiera. Según decrece este, los pescadores intensifican sus métodos de captura para mantener sus ingresos. La intensificación para el beneficio a corto plazo deriva en la desaparición del recurso a largo plazo.

En las áreas donde hemos comprobado mayor densidad de población y hábitat de focas, podría ofrecerse a los habitantes derechos de pesca exclusivos. El incremento en el volumen de capturas aparejado beneficiaría tanto a los pescadores artesanales locales como a la foca. Estos beneficios serían además asociados por la población a la existencia de focas en su área como algo positivo. La mayor ventaja de este planteamiento es que los pescadores podrían colaborar en la protección del lugar, puesto que tendrían su propio interés en hacerlo. Otros incentivos pueden incluir la mejora de la infraestructura técnica del sector pesquero artesanal. Pero estos deben ser evaluados con mucha precaución pues, mal diseñados, pueden llegar a amenazar los recursos que se trata de proteger.

La participación local en el manejo y toma de decisiones sobre los recursos de su área puede actuar también como un incentivo indirecto para la conservación del recurso. La participación pública está siendo cada vez más reconocida como una herramienta práctica para el manejo de las áreas costeras y marinas (Gubbay 1989). Tales esquemas pueden favorecer a la conservación en las áreas implicadas porque gracias a la participación se llega a la comprensión, y con ella al apoyo y compromiso local (Kaza 1987).

Es evidente que es necesario sensibilizar a los miembros de la comunidad si queremos motivar tales esquemas. Para obtener su necesaria participación, se debe conseguir que perciban los beneficios derivados de ella. Así, los pescadores pueden sugerir que incentivos se amoldan mejor a las necesidades concretas de su zona. La cuestión clave es que es mucho más fácil hacerles comprender que un método y ritmo de pesca sostenible actúa en su propio beneficio, que el mostrarles alguna razón convincente, para el duro mundo en que se desenvuelven, sobre la importancia de conservar una especie como la foca. Argumentos basados en valores ecológicos o el valor intrínseco de la especie *per se* son poco convincentes, porque las focas son consideradas como enemigos, y no evitarán su extinción. Tales argumentos pueden servir para el público en general pero no para el gremio de los pescadores. Este participará en la conservación de su medio ambiente sólo cuando capte que ello deriva realmente en su propio interés.

2. CONCLUSION

La foca monje aún se distribuye ampliamente por la geografía de los mares Egeo y Jónico. Se ha extinguido no obstante del mar Adriático en los años 80, hecho este muy ligado a lo reducido que era su hábitat terrestre en Dalmacia. A este último lugar parecen arribar con cierta periodicidad juveniles en dispersión de la población jónica. Los efectivos de población en Grecia parecen oscilar entre 240 y 300 individuos.

Los muy diversos patrones de coloración de la especie pueden ser explicados por los cambios de color y diferencia de diseño asociados a la edad y el sexo, y relacionados íntimamente con el ciclo de muda de la especie, que se extiende desde el invierno hasta el verano.

Los nacimientos se extienden entre abril y diciembre, con un máximo muy marcado entre septiembre y noviembre. Esta fenología está condicionada por factores tróficos y climáticos. La especie ajusta sus nacimientos en función de la abundancia de recursos, de manera que se producen tras la época más favorable para acumular reservas. El ayuno de la lactancia coincide con el mínimo en la abundancia de la piscifaua litoral. Un ciclo biológico supraanual, que se va desplazando en el calendario con cada año consecutivo en que cría una hembra explica bien el desplazamiento en el calendario de los máximos de nacimientos y

su abrupto cese en diciembre, cuando el animal se vería obligado a parir tras meses de escasez de alimento

Los condicionantes ecológicos y fisiológicos asociados a la reproducción de la especie, así como la existencia de machos solitarios residentes en áreas inadecuadas para la reproducción nos indican que la especie es moderadamente poligínica, lo que encaja en un modelo predictivo que hemos elaborado y que nos permite comprobar el sistema reproductivo seguido por las especies de focas para las que conocemos tanto este como otros cuatro factores: nivel de congregación de hembras, lugar donde copulan, dimorfismo sexual y grado de sincronidad del estro.

Los recursos pesqueros litorales en una muestra representativa del país, el Parque Marino de Esporadas, se encuentran en declive. Ello parece asociado a sobrepesca por la flota industrial. Medidas temporales de protección de los bancos pesqueros basadas en acceso exclusivo para la población local, demostraron tener cierta efectividad sobre su recuperación, la cual es de importancia básica para la no persecución y consecuente conservación de la foca monje.

La foca monje es observada tanto durante su alimentación como en sus desplazamientos principalmente en la franja costera menos profunda del hábitat marino. Raras veces se vieron individuos en puntos con fondos más profundos de 50 m. Hemos comprobado actividad de caza al acecho, y no de persecución, en territorios acuáticos situados en aguas muy poco profundas de hasta un mínimo de 8 m, con fondos rocosos. Esta información unida a la recopilada sobre su alimentación indican que su dieta incluye principalmente los peces, cefalópodos y crustáceos que abundan en este hábitat.

Tras comparar su nicho espacial con el de los cetáceos existentes en el país hemos visto que existe posibilidad de competencia sólo con algunos delfínidos, pudiendo ser esta principalmente con el delfín mular *Tursiops truncatus*. Sin embargo, la principal interacción con estos cetáceos es indirecta, al ser ambas especies competidoras del hombre. Esta competencia se materializa en el daño económico producido al romper los trasmallos de los pescadores costeros. El daño producido por las focas fue menor que el de los delfines en la muestra estudiada, tanto cualitativamente como cuantitativamente. En el caso de las focas, la

frecuencia de este estuvo significativamente asociado a la distancia entre el punto donde se calaba la red y las cuevas que ocupaban estas. Sin embargo los pescadores interpretan el daño a las redes de forma global, matando tanto a focas como a delfines por esta causa, incluso aunque no hayan sufrido daños importantes por parte de focas.

La matanza por el hombre es la mayor causa de mortalidad en la especie, seguida por los ahogamientos en trasmallo. Las causas desconocidas, que incluyen las naturales, quedan por debajo de ambas, hasta donde nos permite reconocer el registro de cadáveres.

Otro efecto negativo sobre la especie puede tenerlo la gran presencia humana en el hábitat otrora poco frecuentado de la especie, debido a la gran afluencia de embarcaciones deportivas a los acantilados durante los periodos vacacionales. Aunque no podamos asociarlo con seguridad exclusivamente a este hecho, las observaciones de focas en cuevas durante el día en esos meses fueron muy escasas.

La presencia de grupos de focas en cuevas es máxima durante la época de cría, cuando los animales se congregan alrededor de las cuevas usadas para la reproducción. Estas cuevas siguen siendo utilizadas para ello, en la mayoría de la muestra estudiada. En las Cicladas, la especie usa para la cría 30 de un total de 107 cuevas, habiéndose destruido sólo una de ellas por la acción del hombre. La concentración de cuevas de reproducción es muy importante en los subarchipiélagos de Milos y las Pequeñas Cicladas, pudiendo registrarse en el primero hasta 7 nacimientos anuales.

Las cuevas seleccionadas por las focas en la isla de Zákintos, en relación con las no usadas, tenían sus entradas menos orientadas a los vientos dominantes, mayor longitud del túnel de acceso, mayor superficie de playa y menor iluminación de esta última.

Varios factores no pudieron cuantificarse paramétricamente, como el número de accesos, que parece favorecer su selección, o el aumento importante en la actividad humana en la proximidad de cuevas usadas por la especie, que estuvo asociado al abandono de estas.

Las focas prefieren utilizar las zonas totalmente oscuras de la playa localizadas en la parte más profunda de la cueva

Simulaciones de la dinámica poblacional mediante el programa Vortex indican que la metapoblación helenica podría extinguirse en unos de 35 años si no se atajan las matanzas intencionadas. Aún lográndose esto último, los ahogamientos pueden por sí solos aniquilar a la especie si no se ataja también este problema. La única solución real para evitar la extinción de esta foca es prohibir el actual uso sin restricciones de trasmallos a los pescadores costeros. Una solución factible sería el funcionamiento eficaz de tres parques marinos que engloben al 25% de la población de foca del país, y en los que los pescadores sean los únicos del país con el privilegio de poder usar ese tipo de red.

De acuerdo con estas simulaciones, la recuperación de cachorros encontrados no parece mejorar significativamente el futuro de la población, ni aunque se aumentara al doble del ritmo actual, por lo que su utilización en la creación de una colonia en semicautividad en la albufera de Meleda (Parque Nacional Mljet, Croacia) podría ser más práctica para contribuir a salvaguardar el futuro de la especie.

F. BIBLIOGRAFÍA

- Addison, R F and P F Brodie 1977 Organochlorine residues in maternal blubber, milk, and pup blubber from grey seals (*Halichoerus grypus*) from Sable Island, Nova Scotia **J. Fish. Res. Board Can** **34** 937-941
- Addison, R F and Smith, T.G 1974 Organochlorine residue levels in Arctic ringed seals variation with age and sex **Oikos** **25** 335-337
- Aguilar, A 1984 Relationship of DDE/ ÓDDT in marine mammals to the chronology of DDT input into the ecosystem **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** **41** 840-844
- Aguilar, A 1997 A die-off strikes the Western Sahara population of monk seals **Monachus News** No 3. pg 1
- Alcorn, D J and J R Henderson, 1984 Resumption of Nursing in "Weaned" Hawaiian Monk Seal Pups **Elepaio**, Vol **45**, 2 pp 11-12
- Altmann, J 1974 Observational study of behavior sampling methods **Behaviour**, Vol **49**, pp 227-267
- Alzieu, C et R Duguy 1978 Contamination du Dauphin bleu et blanc de Mediterranee *Stenella coeruleoalba* par les composes organochlores IV^{es} Journees Etud. Pollutions, C I E S M Antalya pp 331-334
- Anderson, S 1978 Cave breeding in another phocid seal, *Halichoerus grypus* **UNEP Tech. Ser.** 1 pp 151-155
- Antica, G , Huber, D & H Gomercic 1994 Public survey on the state of the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus* Hermann) in the Croatian part of the Adnatic Sea **Procc. 5th congress of Croatian Biologists. Zagreb**, pp 398-399
- A T E 1987 The Greek Economy in 1987 Annual report Agricultural Bank of Greece pp 23
- A T E 1989 Annual report on the fisheries and the aquaculture **Fishing News**, July-August pp 11-27
- A T E 1992 Annual report on the fisheries, aquaculture, fish processing and sponge fishing **Fishing News**, July-August pp. 22-32.
- Avella, F J 1987 Las ultimas focas del Mediterraneo. **Quercus**, **22** pp 4-16
- Avellá & González 1984, Monk seal (*Monachus monachus*) a survey along the Mediterranean coast of Morocco Unpublished report 32pp
- Ballou, J 1993 Small population overview In: Lacy, R C , Kimberly, A H & T J Kreeger VORTEX A Stochastic Simulation of the Extinction Process Section 2 Ed Chicago Zoological Society Brookfield Zoo, Chicago pp 1-11
- Bareham, J R and B J Furredu 1975 Observation on the use of grottos by Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) **J. Zool. Lond.**, **175**. pp 291-298
- Bearzi, G , Notarbartolo de Sciara, G and L Bonomi 1992 Bottle-nosed dolphins off Croatia. a socio-ecological study **European Research on Cetaceans**. No 6 pp 130-133
- Bello, G 1992 Stomach contents of a Risso's dolphin, *Grampus griseus*. Do dolphins compete with fishermen and swordfish, *Xiphias gladius* ? **European Research on Cetaceans**. No 6 pp 199-202
- Bertram, G 1943 Notes on the present status of the monk seal in Palestina **Journal for the Protection of the Fauna of the Empire**. No **47**. pp 20-21
- Bitman, J and H C Cecil. 1970. Estrogenic activity of DDT analogs and polychlorinated biphenyls **J. Agr Food Chem.**, Vol. **18**, No.6, pp 1108-1112
- Boness, D J , Bowen, W D and O T Oftedal, 1988.- Evidence of polygyny from spatial patterns of hooded seal (*Cystophora cristata*) **Can. J. Zool.**, **66** 703-706

- Bonner, W N 1989 The Natural History of Seals Ed Helm Ltd London 195pp
- Boulva, J 1975 Survey of the Mediterranean monk seal *Monachus monachus* in the Western Mediterranean and Eastern Atlantic Report to the I F A W and to the U I C N 25pp
- Boulva, J 1978 Perspectives d'avenir du phoque moine de Mediterranee, *Monachus monachus* **UNEP Tech Ser. 1**, Pergamon Press, Oxford pp85-93
- Boulva, J 1979 Mediterranean monk seal En Mammals in the Seas Vol 2 **FAO Fisheries Series No. 5** Roma pp 95-100
- Bousbouras, G 1985 Greek fisheries and fish processing Fishing News, July-August pp 14-20
- Brusina, S , 1889 Sisavci Jadranskog mora (Mamíferos del mar Adriático) Tisak dionicke tiskare, Zagreb 98 pp
- Boyd, I L 1991 Environmental and physiological factors controlling the reproductive cycles of pinnipeds **Can. J. Zool. Vol. 69** pp 1135-1148
- Buhler, D R , Claeys R R and B R Mate 1975 Heavy metal and chlornated hydrocarbon residues in California sea lions (*Zalophus californianus californianus*) **J. Fish. Res. Board Can. 32**: 2391-2397
- Campbell, A C 1983 Guia de campo de la Flora y Fauna de las costas de España y de Europa Ed Omega, Barcelona 336 pp
- Carlini, R , Pulcini, M and M Wurtz 1992 Cephalopods from the stomachs of Risso's dolphins, *Grampus griseus*, (Cuvier, 1812) stranded along the central Tyrrhenian coast **European Research on Cetaceans. No 6**. pp 196-198
- Carrillo, J , Gonzalez, J A , Castillo, R y J Gómez 1985 Recursos demersales de Lanzarote y Fuerteventura (Islas Canarias) Simp Int Afr O Afr , **Inst. Inv. Pesq., Vol II** Barcelona pp 799-823
- Cebrian, D , 1993 The Striped dolphin epidemic in Greece **Nea Oikologia**, 101. pp 50-51
- Cebrian, D 1995a The striped dolphin *Stenella coeruleoalba* epizootic in Greece, 1991-1992 **Biological Conservation. Nº74**. pp 143-145
- Cebrian, D., 1995b The Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*) in Croatia **RAC/SPA (UNEP-MAP) Tunis** 21 pp
- Cebrian, D & A Anagnostopoulou, 1995 Marine resources preservation in Greece The case of the Sporades Marine Park North Aegean Sea Greece. Report to the Helleniki Etairaia Environmental Research Bureau, Athens
- Cebrian, D and K Papaconstantinou 1992 Distribution of dolphins in Greece **Rapp. Comm. int. Mer. Medit., 33,1**.
- Cebrian, D and A Vlachoutsikou, 1992 Recent data on the state of the population of Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*) in Greece **Environmental Encounters, No 13** pp 38-42
- Cebrian, D and A Vlachoutsikou, 1994 The Mediterranean monk seal on Zakynthos island, Greece 1992-1993 In WWF Integrated Ionian Project for the Study and Conservation of the Monk Seal in Zakynthos, GR0034 02 Report to WWF-Greece, Athens
- Costa, D P , Le Bueuf, B J , Huntley, A C and C L Ortiz 1986 The energetics of lactation in the northern elephant seal **Journal of Zoology (London)** 209 pp 21-33
- Costa-Neves, E 1994 The actual status of the monk seal (*Monachus monachus*) in the archipelago of Madeira and the future conservation strategy Report of the meeting of experts on the evaluation of the implementation of the Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk seal pp 22-28
- Cooper, A 1983 The Times Atlas of the Oceans Ed Times Books Ltd , London pp 44-45

- Corbet, G B 1978 The Mammals of the Palearctic Region a taxonomic review British Museum (Natural History) Cornell University Press, London and Ithaca pp 185-191
- Costa-Neves, E 1994 The actual status of the monk seal (*Monachus monachus*) in the archipelago of Madeira and the future conservation strategy Report of the meeting of experts on the evaluation of the implementation of the Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk seal pp 22-28
- Cooper, A 1983 The Times Atlas of the Oceans Ed Times Books Ltd , London 272 pp
- Chisholm, J S 1993 Death, hope, and sex Life-History theory **Current Anthropology**, Vol. 34 N° 1:2-5
- Dayan, U and J M Miller 1989 Meteorological and climatological data from surface and upper air measurements for the assessment of atmospheric transport and deposition of pollutants in the Mediterranean Basin a review MAP Technical Reports Series No 30 UNEP, Athens pp 137
- DeLong, R L , W G Gilmarin and J G Simpson 1973 Premature births in California sea lions association with high organochlorine pollutant residue levels **Science**, Vol. 181, pp 1168-1169
- Di Turo, P 1984 Presenza della foca monaca (*Monachus monachus*) nell'area mediterranea con particolare riferimento alla puglia **Thalassia Salentina** N° 14. 84 pp
- Dieuzeide, R 1927 Sur quelques points d'anatomie du phoque-moine de la Méditerranée **Station d'aquiculture et de pêche de Castiglione**. No. 10. pp 12-248
- Dimitropoulos, A , 1989 The Mediterranean seal in Syros **Letters of Syros** No 7 pp 204-207 (en griego)
- Di Turo, P 1976 Presenza della foca monaca (*Monachus monachus*) nell'area mediterranea con particolare riferimento alla puglia **Thalassia Salentina** N° 14. 84 pp
- Domingo, M , Ferrer, L , Pumarola, M , Marco, A , Plana, J , Kennedy, S , McAliskey, M. & Rima, B K (1990) Morbillivirus in dolphins **Nature**, 348, 21.
- Duguy, R y G Cheylan 1978 Le phoque moine *Monachus monachus* (Hermann, 1779) sur les côtes de France **UNEP Tech. Ser. 1** Pergamon Press, Oxford pp 55-59.
- Dunker, J C , M Th J Hillebrand and R F Nolting 1979 Organochlorines and metals in Harbour seals (Dutch Wadden Sea) **Mar. Pollut. Bull.** Vol. 10, pp 360-364
- Eisenberg, J F 1981 The Mammalian Radiations The Athlone Press, London
- E M A , 1993 Country planning study for Milos, Kimolos, Polyegos and Antimilos A phase February 1993 Report to the Ministry of Environment, Country Planning and Public Works ENVIREG Programme, pp 138-139 (in Greek)
- Ernst, W 1970 Stoffwechsel von pestiziden in marinen organismen 111 Abbau und speicherung von DDT 14C in Plattfischen, *Solea solea* im Kurzzeitversuch Veroff Inst Meerersforsch Bremerh 12 361-364
- ETANAL 1991 Total landings in landing ports, 1990 Fishing News July-August pp 33-36
- Evans, P G H 1987 The natural history of whales and dolphins Christopher Helm Ltd. Bromley, U K XV+343 pp
- Evans, P G H , Canwell, P J and E Lewis, 1992 - An experimental study of the effects of pleasure craft noise upon bottle-nosed dolphins in Cardigan Bay, West Wales **European Research on cetaceans**, 6 43-46
- Fabbri, F , Giordano, A and G Lauriano 1992 A preliminary investigation into the relationship between the distribution of Risso's dolphin and depth **European Research on Cetaceans**. No 6 pp 146-151.
- Fabbri, F and G Lauriano 1992 Greenpeace report on two year research in the Ligurian sea **European Research on Cetaceans**. No 6 pp 69-74

- Fereccio, P , Milella, I , Pedde, M , Saba, S , Solinas, P.L., & A Di Natale 1992 Contribution to knowledge of geographical distribution of bottle-nosed dolphins, *Tursiops truncatus*, off the coasts of Northwestern Sardinia **European Research on Cetaceans. No 6** pp 121-126
- Foose, T J 1993 Interactive management of small wild and captive populations In Lacy, R C , Kimberly, A H & T J Kreeger **VORTEX A Stochastic Simulation of the Extinction Process Section 2** Ed Chicago Zoological Society Brookfield Zoo, Chicago pp 12-19
- Francour P , Marchessaux D , Argiolas A , Campredon P et Vuignier G , 1990 - La population de phoque moine (*Monachus monachus*) de Mauritanie **Rev. Ecol. (Terre Vie)**, **45** 55-64
- Gentry R L & G L Kooyman 1986 Fur seals, Maternal Strategies on Land and at Sea Ed Princeton University Press Princeton 292 pp.
- Goedicke, T R 1981 Life expectancy of monk seal colonies in Greece **Biol. Con. N° 20**. pp 173-181
- Gomercic, H , Huber, D & K Ronald, 1984 A note on the presence of the Mediterranean Monk seal (*Monachus monachus*) Herman 1779 in the Eastern Part of the Adriatic Sea **Annales de la Societe des Sciences Naturelles de la Charente-Maritime**, Supl December pg 51
- Gonzalez, L M , 1989a La tragedia de la foca monje del Mediterraneo **Quercus**, **46** pp 6-17
- Gonzalez, L M , 1989b La foca monje en las islas Chafarnas **Vida Silvestre N° 66 (2)** pp 6-15
- Gubbay, S , 1989 Coastal and sea use management A review of approaches and techniques Report for WWF England Marine Conservation Society
- Gunter, G 1947 Sight records of the West Indian seal, *Monachus tropicalis* (Gray), from the Texas coast **J Mammal Vol 28, No 3** pp 289-290
- Hadjichristophorou & Dimitropoulos 1994 The monk seal in Cyprus Report of the meeting of experts on the evaluation of the implementation of the Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk seal
- Hardin, G , 1968 The tragedy of the commons. **Science, Vol.162** pp 1243-1248
- Harwood, J (Ed) 1987 Population Biology of the Mediterranean monk seal in Greece Sea Mammal Research Unit Natural Environment Research Council Cambridge 72 pp
- Harwood, J , Anderson, S S & J H Prime 1984 Special measures for the conservation of monk seals in the European Community **Report EUR 9228 EN**. Comission of the European Communities Brussels
- Harwood, J & Hall, A (1990) Mass Mortality in Marine Mammals Its Implications for Population Dynamics and Genetics **Tree**, No 8 pp 254-6
- Helle, E , Olsson, M & S Jensen 1976a DDT and PCB levels and reproduction in Ringed Seals from the Bothnian Bay **Ambio**, **5**: 188-189
- Helle, E , Olsson, M & S Jensen 1976b PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri **Ambio**, **5**: 261-263
- Henderson, R J , Kalogeropoulos, N & M Alexis 1994 The lipid composition of selected tissues from a Mediterranean monk seal, *Monachus monachus* **Lipids**, Vol. **29**, N° 8 pp 577-582
- Heppleston, P B 1973 Organochlorines in british grey seals **Mar Pollut. Bull. Vol. 4**, pp 44-45
- Hiruki, L M , Stirling, I , Gilmartin, W G , Johanos, T C , and B L Becker 1993 Significance of wounding to female reproductive success in Hawaiian monk seals (*Monachus schauinslandi*) at Laysan Island **Can. J. Zool. Vol. 71** pp 469-474
- Holden, A V 1978 Pollutants and seals - A review **Mammal Rev. Vol. 8, Nos. 1 and 2**, pp 53-66

- Holden, A V and K Marsden 1967 Organochlorine pesticides in seals and porpoises **Nature** **216**: 1274-1276
- Hutchinson, G E , 1981 - *Introducción a la ecología de poblaciones* Ed Blume Barcelona 492pp
- I R S N B & S M R U 1993 General Informations **MonkSeal Register Bull. nº 2** 13 pp
- I R S N B & S M R U 1994 The monk seal register 24pp
- Jacobs, J and A Panou, 1988 Conservation of the Mediterranean Monk Seal, *Monachus monachus*, in Kefalonia Ithaka and Lefkada Islands, Ionian Sea, Greece Report to the Commission of the European Communities Inst of Zoology, University of Munich 221 pp
- Jardas, I & E Draganovic, 1987 Geographic distribution, number and protection of the mediterranean monk seal, *Monachus monachus* (Hermann, 1779), with particular reference to the Adriatic sea In Symposium on Protection of endemics in the living world of Yugoslavia (Sarajevo, May 15-16, 1986) **Spec. Publ. Acad. Sci. Arts Bosnia Herzegovina**, **83** 74-94
- Jensen, S , J E Kihlstrom, M Olsson, C Lundberg & J Orberg 1977 Effects of PCB and DDT on mink (*Mustela vison*) during the reproductive season **Ambio**, **6** (4) 239
- Johanos, T C et al, 1994 Annual reproductive cycle of the female Hawaiian monk seal (*Monachus schauinslandi*) **Marine Mammal Science**, **10**(1) pp 13-30
- Johnson, A M , Delong, R L , Fiscus, C H and K W Kenyon 1982 Population Status of the Hawaiian monk seal (*Monachus schauinslandi*), 1978 **J. Mammal. Vol. 63. No. 3** pp 415-421
- Kaza, S , 1989 Community involvement in marine protected areas **Oceanus, Vol. 31, No 1.** pp 75-81
- Ktari-Chakroun, F 1978 Le phoque moine *Monachus monachus* (Hermann, 1779) en Tunisie **UNEP Tech. Ser. 1** ,Pergamon Press, Oxford pp 179-180
- Kasuya, T and S , Matsui, 1984 - Age determination and growth of the short-finned pilot whale off the Pacific coast of Japan **Sci. Rep. Whales Res. Inst.**, **35**. 57-91
- Kawai, S , M Fukushima, N Miyazaki and R Tatsukawa 1988 Relationship between lipid composition and organochlorine levels in the tissues of striped dolphin **Mar. Pollut. Bull. Vol. 19, No. 3**, pp 129-133
- Kenyon, K W 1977 Caribbean monk seal extinct. **J. Mammal. No. 58** (1). pp 47-48
- Kenyon, K W 1981 Monk Seals *Monachus* Fleming, 1822 **Handbook of Marine Mammals Volume 2 Seals** Ed Academic Press, London pp 195-220
- Kenyon, K W and C H Fiscus, 1963 - Age Determination in the Hawaiian monk seal **J. Mammal.**, **44**, no 2 280-281
- Kenyon, K W and D W Rice 1959 Life History of the Hawaiian Monk Seal **Pacific Science, Vol. XIII.** pp 215-252
- King, J E , 1956 The Monk seals **Bull. Brit. Mus. (Nat. Hist.)**, **Vol. 3, No 5** London pp 201-256
- King, J E , 1983 Seals of the world Ed Cornell Univ Press Ithaka 240 pp
- Klinowska, M 1991 Dolphins, Porpoises and Whales of the World The IUCN Red Data Book IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U K VIII+429 pp
- Kopanas, G , Chatsirvasanis, B , Cebrian Menchero, D & A Vlachoutsikou, 1994 The book of the seal Ed Koan, Athens 192 pp (in Greek)
- Kouroutos, V et al , 1991 Monitoring of the monk seal (*Monachus monachus*) shelters in the area of Cyclades Report Ed H S S P M S , Athens 28pp
- Kovacks, K M , 1987 Maternal behaviour and early behavioural ontogeny of grey seals (*Halichoerus grypus*) on the Isle of May, UK. **J. Zool. Lond.**, **213** pp 697-715

- Kovacks, K 1997 Bearded seals **National Geographic. Vol 191, No. 3.** pp 125-137
- Ktari-Chakroun, F 1978 Le phoque moine *Monachus monachus* (Hermann 1779) en Tunisie **UNEP Tech Ser. 1**, Pergamon Press, Oxford pp 179-180
- Kuhn, O 1930 Die Robben der Adna **Zoöl. Garten. N.F. 2.** pp 194-197
- Lacy, R C 1993a VORTEX A Computer Simulation Model for Population Viability Analysis **Wildl. Res. N° 20** pp 45-65
- Lacy, R C 1993b Population Viability Analysis In Lacy, R C, Kimberly, A H & T J Kreeger VORTEX A Stochastic Simulation of the Extinction Process Section 2 Ed Chicago Zoological Society Brookfield Zoo, Chicago pp 20-30
- Law, R J, C.R Allchin and J Harwood 1989 Concentration of organochlorine compounds in the blubber of seals from Eastern and North-eastern England, 1988 **Mar. Pollut. Bull. Vol. 20, No. 3**, pp 110-115
- Le Boeuf, B, 1986 - Sexual strategies of seals and walruses. **New Scientist, 1491** 36-39
- Le Bouef, B J & M L Bonnell 1971 DDT in California sea lions **Nature, Lond., 234:** 108-110
- Lefevre, J R, Moutou, François, Boutiba, Zitouni y Djamel Derrar 1989 Déclin du phoque moine *Monachus monachus* sur les cotes Algériennes entre Cap Falcon et Ras Kela Les mesures d'urgence préconisées GIS Posidonie publ, Marseille pp 1-43
- Ling, J K 1978 Pelage characteristics and systematic relationships in the Pinnipedia **Mammalia, 42, N° 3**, pp 305-313
- McNeely, J A, 1993 Economic incentives for conserving biodiversity **Ambio, Vol 22, No 2-3** pp 144-150
- Maigret, J, Trotignon, J Y R Duguy 1976. Le phoque moine, *Monachus monachus* (Hermann, 1779), sur les cotes méridionales du Sahara **Mammalia, 40**, pp 413-422
- Maigret, J 1990 Le phoque moine hôte occasionnel des cotes françaises? **Mammalia 54, N° 2** pp 300-301
- Marchessaux, D, 1989a The biology, status and conservation of the monk seal (*Monachus monachus*) Council of Europe. **Nature and Environment Series, No. 41** pg 30.
- Marchessaux, D 1989b Recherches sur la Biologie, l'Ecologie et le Statut du Phoque moine, *Monachus monachus* GIS Posidonie Publ., ISBN N 2-905540-13-3, Marseille 285pp
- Marchessaux, D et R Duguy, 1976 Notes sur l'observation du Phoque moine, *Monachus monachus*, en Grece Proc XXVe Congres-Assamblee pleniére de la CIESM, Split 4pp
- Marchessaux, D et R Duguy, 1977 Le Phoque moine, *Monachus monachus* (Hermann, 1779), en Grece **Mammalia 41, N° 4** pp 419-439
- Marchessaux D et Muller N, 1987 - Le phoque moine, *Monachus monachus* Distribution, status et biologie sur la cote saharienne **Sci. Rep. Port-Cros natl. Park, Fr., 13** 25-84
- Marchessaux, D & C Pergent-Martini 1991 Biologie de la reproduction et développement des nouveaux nés chez le phoque moine *Monachus monachus* En "Les especes marines a proteger en Méditerranée" GIS Posidonie Publ, Marseille pp 349-358
- Marini, L 1994 An updating on the situation of the Monk Seal in the Italian waters Report of the meeting of experts on the evaluation of the implementation of the Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk seal. pg 19.
- Melo-Machado, A J 1979 Os lobos marinhos Ed Museu do mar Cascais 220 pp
- Monod, Th 1948 La Phoque Moine dans l'Atlantique **Anais da Faculdade de Ciencias do Porto. XXXII, (III)** 20 pp
- Morales-Agacino, E 1950 Notes sur les phoques-moines (*Monachus monachus* Herm) du littoral saharien espagnol **Mammalia XIV, N° 1-2** pp 1-6
- Mursaloglu, B, 1984 The survival of Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*) pup on the turkish coast **Ann. Soc. Nat. Char. Supl Dec** pp. 31-40

- Muus, B J & P Dahlstrom, 1977 *Gura de los peces de mar del Atlantico y del Mediterráneo* Ed Omega, Barcelona 260 pp
- Norris, W J T 1972 Monk seals in Libya **Oryx** No 11 pp 328-330
- Nowak 1991 *Walker's Mammals of the world* Vol II The John Hopkins University Press Baltimore and London pp 1220-1274
- N S S 1988 Provisional results on professional fishing vessels census, by 1 October 1988 **Fishing News** October pp 19-20
- N S S 1994 Catch quantities by species and fishing gear in 1993 **Fishing News** November pp 18-23
- O' Gorman, F & M De Vasconcellos 1978 Status of monk seals in Portuguese waters and independent Portuguese regions **UNEP Tech. Ser. 1**, Pergamon Press, Oxford pp 143-144
- Olsson, M 1977 Mercury, DDT and PCB in aquatic test organisms Rep Nat Sw Env Prot Brd SNV PM 900 1-139
- Osterhaus, A D M E, Visser, I K G, Swart, R L de et al (1992) Morbillivirus threat to Mediterranean monk seal? **Veterinary Record**, 162 pp 130-132
- Ozturk, B 1994 Evaluation of the present status and trend of monk seal populations in Turkey Report of the meeting of experts on the evaluation of the implementation of the Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk seal pg 33
- Panou, A, Jacobs, J & D Panos 1993 The endangered Mediterranean monk seal *Monachus monachus* in the Ionian Sea, Greece **Biological Conservation** N° 64. pp 129-140.
- Papaconstantinou, C 1988 Check-list of marine fishes of Greece Fauna Graeciae IV. Ed National Centre for Marine Research & Hellenic Zoological Society, Athens 257 pp.
- Papaconstantinou, C 1990 Importance and methodology of fishing statistics collection **Fishing News** May-June pp 73-85 & 45-54
- Papaconstantinou, C 1992 The state of fisheries Possibilities of fishing production increase in the Greek seas **Fishing News** June pp 59-64
- Papaconstantinou, C. et al 1993 Investigation of the abundance and distribution of demersal stocks of primary importance to the Greek fishery in the North Aegean Sea (Greece) Report to the European Commission EEC Research Programme in the Fisheries Sector National Centre for Marine Research & Università di Bari pp 364
- Papangelos, Y A 1982 Chalkidiki Ed Magiaris-pedia Publ Org Salónica 320 pp
- Pierotti, R and D Pierotti, 1980 - Effects of cold climate on the evolution of pinniped breeding systems **Evolution**, 34 (3) 494-507
- Politi, E, Bearzi, M, Notobartolo di Sciara, G, Cussino, E and G Gnone 1992 Distribution and frequency of cetaceans in the waters adjacent to the Greek Ionian islands **European Research on Cetaceans**. No 6 pp 75-78
- Promislow, D E L & P H Harvey 1990 Living fast and dying young A comparative analysis of life-history variation among mammals **J. Zool. Lond.** 220, 417-437
- Promislow, D E L & P H Harvey 1991 Mortality rates and the evolution of mammal life histories **Acta Oecologica**, 12 (1): 119-137
- Reijnders, P J H 1980 Organochlorine and heavy metal residues in harbour seals from the Wadden Sea and their possible effects on reproduction **Neth. J. Sea Res.** 14 (1), pp 30-65
- Reijnders, P J H & E H Ries 1989 Release and radiotracking of two rehabilitated monk seals in the marine park "Northern Sporades", Greece A report on research conducted by the Research Institute for Nature Management Texel 17pp
- Relini, L O and F Garibaldi 1992 Feeding of the pilot whale, *Globicephala melas*, in the Ligurian sea a preliminary note **European Research on Cetaceans**. No 6 pp 142-145

- Relini, L O and M Relini 1993 The stomach content of some common dolphins (*Delphinus delphis* L) from the Ligurian sea **European Research on Cetaceans. No 7** pp 99-102
- Rice, D W 1960 Population dynamics of the Hawaiian monk seal **J. Mammal. Vol 41. No. 3** pp 376-385
- Rice, D W 1964 The Hawaiian Monk Seal **Oryx, Vol.VII, No. 6** pp 295-300
- Riedl, R 1986 *Fauna y flora del Mediterraneo* Ed Omega, Barcelona 857 pp
- Riedman, M , 1990 - The pinnipeds Ed Univ of Calif Press Berkeley and Los Angeles 439 pp
- Ronald, K and P Haley 1974 Present status of the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*) **Migration Series, 100** Ghelph 36pp
- Ronald, K and R Duguy (Eds) 1978 The Mediterranean Monk Seal Procc First Int Conf Rhodes, Greece **UNEP Tech. Ser 1**, Pergamon Press, Oxford 183pp
- Ronald, K and R Duguy (Eds) 1984 Les Phoques Moines Monk Seals **Ann. Soc. Sci. Nat. Char Supl. Dec.** 120 pp
- Satsmadjis and B. Iatridis 1985 Gas chromatographic determination of organochlorines in biota by preliminary fractionation on conditioned silica gel column **Centro, Vol. 1, No. 2**, pp 57-66
- Satsmadjis, J , E Georgakopoulos-Gregoriades y F Voutsinou-Taliadoun 1988 Separation of organochlorines on alumina **J.of Chromatography, 437:** 254-259
- Schnapp, S , Hellwing, S y G Ghizelea 1962 Contribution to the knowledge of the Black Sea seal (*Monachus monachus*) Herm **Trav. Bucharest Muz. NatL. Istor. Nat. Grigori Antipa, Romania, 3** pp 383-400
- Scheffer, V B 1958 Seals, Sea Lions and Walruses Ed Stanford university Press Stanford 180pp
- Scheffer, V B 1967 Standard measurements of seals **J. Mamm., Vol. 48, No. 3:** 459-462
- Schultze-Westrum, T 1982 Declaration by the Fishermen of Alonissos Concerning the Proposed Conservation Area Northern Sporades Mimeograph 4pp
- Schultze-Westrum, T 1984 Contributions to the administration of reserves for the Mediterranean Monk seal (*Monachus monachus*) **Report to the D.G. XII of the Comission of the European Community** Brussels 20pp
- Schwarz, J and G Heidemann 1992 Seal Stations - Reliable Instruments of Nature Protection? **WSLN 1992-2**, pp 11-15
- Sergeant, D , Ronald, K , Boulva, J & F. Berkes 1978 The recent Status of *Monachus monachus*, the Mediterranean Monk Seal **Biol. Conserv. No 14.** pp 259-287
- Serman, D and A Serman 1992 Marine mammal conservation status and research in the eastern Adriatic sea **European Research on Cetaceans. No 6** pp 54-55
- Siniff, D B 1991 An overview of the Ecology of Antarctic Seals **Amer. Zool., 31:** 143-149
- Sladen, W J L , Menzie, C M & W L Reichel 1966 DDT residues in Adelie penguins and a crabeater seal from Antarctica **Nature, 210:** 670-673
- Sokal, R R and F G Rohlf 1981 Biometry De W H Freeman and Company, New York 859 pp
- Sokal, R R and F G Rohlf 1986 Introduccion a la Bioestadística Ed Reverté, Barcelona 362 pp
- Soriguer, R C 1978 Données sur la colonie de phoque moine de La Guera **UNEP Tech. Ser. 1**, Pergamon Press, Oxford pp 173-174
- Stergiou, C 1989 Data on fisheries and fisheries ecology In Seminar on Environment Protection Technics- Aquatic ecosystems management. Ecology and Development Society Athens Nov 89- Jan 90 pp 1-64

- Stergiou, C 1993 Greek fishery Description, status and management **Fishing News** May-June pp 90-95 & 89-95
- Tanabe, S 1988 PCB problems in the future foresight from current knowledge **Environ. Pollut.**, **50**: 5-28
- Tanabe, S, Watanabe, S, Kan, H and R Tatsukawa 1988 Capacity and mode of PCB metabolism in small cetaceans **Mar. Mamm. Sci.**, **4** (2) 103-124
- Treacy, S D & T W Crawford 1981 Retrieval of otoliths and statoliths from gastrointestinal contents and scats of marine mammals **J. Wildl. Manage.** **45** (4) pp 990-993
- Trotzky, A 1953 Contribution à l'étude des Pinnipèdes à propos de deux phoques de la Méditerranée ramenés de croisière par S A S le Prince Rainier III de Monaco **Bulletin de l'Institut Oceanographique**. N° 1032 pp 1-40.
- Tsimenidis, N 1978 A 40-day experience with a seal pup (*Monachus monachus*) at Rodos Aquarium) **UNEP Tech. Ser. 1**, Pergamon Press, Oxford pp 145-146
- Tufexis, G El faro de Alejandría (en griego) **Experiment N° 5** pp 38-55.
- U I C N 1985 Newsletter of the League for the Conservation of the Monk Seal No 8 pp 22-24
- U I C N 1994 Population & Habitat Viability Assessment for the Greek Population of the Mediterranean Monk Seal Workshop report Ed. U I C N Species Survival Commission 203pp
- UNEP, 1989a Meteorological and Climatological data from Surface and Upper Air Masses for the Assesment of Atmospherical Transport and Deposition of Pollutants in the Mediterranean Basin a review **MAP Tech. Rep. Ser. No 30** UNEP, Athens 137 pp
- UNEP, 1989b State of the Mediterranean Marine Environment **MAP Tech Rep. Ser. No 28** UNEP, Athens 225 pp
- UNEP/FAO/WHO/IAEA 1990 Assesment of the state of pollution of the Mediterranean sea by organohalogen compounds **MAP Technical Reports Series No 39** UNEP Athens (224 pp)
- Valverde, J A 1967 Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres. **Monografías de la Estación Biológica de Doñana. N°1** Madrid
- Valverde, J A. 1958 La protection de la fauna en Espagne ses problemes I U C.N Survival Service Symposium, No 5. pp 31-43
- Vamvakas, C, Tsimenidis, N & H Kainadas, 1978 Contribution to the knowledge of the distribution of the Monk Seal, *Monachus monachus*, in the Greek Seas Conservation plan by the establishment of marine parks **UNEP Tech. Ser. 1**. pp 147-150
- Van Bree, P J H 1978 Notes on diferences between monk seals from the Atlantic and the western Mediterranean **UNEP Tech. Ser. 1**, Pergamon Press, Oxford Pg 99
- Van Bresseem, M F, Visser, I K G, de Swart, R L et al (1993) Dolphin morbillivirus in different parts of the Mediterranean Sea **Archives of Virology**, **129**, 235-42
- Vassalos, P & P Yeladalis 1983 Geological map of Greece Institute of Geology & Mineral Exploitation Greece Ed Ordenance Survey Southampton
- Verriopoulos, G, 1984 Apercu sur les zones d'interet pour la conservation du phoque moine dans la communaute Hellenic Society for the Protection of Nature Athens Report to the Comission of the European Community
- Visser, I K G, Van Bresseem, M F, de Swart, R L, Van de Bildt, M W G, Vos, H W, Van der Heijden, R W J, Saliki, J T, Orvell, C, Kitching, P, Kuiken, T, Barret, T, & Osterhaus, A D M E (in press) Characterization of morbilliviruses isolated from dolphins and porpoises in Europe **J. gen virol**, **74**, 631-41

- Vlachoutsikou, A & D Cebrian, 1992 Population Status, Habitat Use, Interaction with fishery and Biology Study of the Mediterranean Monk Seals on Zakynthos island, Greece Report to WWF Gland 100 pp
- La Violette, P E & M Gacic, 1990 Some circulation features in the Adriatic Sea - a satellite view **Rapp Comm int. Mer Medit.** 32, 1 pg 182
- Vlachoutsikou, A , 1989 - The Monk Seals of Zakynthos B Sc Thesis Bennington College, Bennington
- Vlachoutsikou, A & G Lazardis, 1990 Monk Seals in Greece Report to the European Nature Heritage Fund Radolfzell 53 pp
- Vlaekos, G , 1993 To save the sea beds Nea Oikologia, 105 pp 38-39
- Westlake, R L and Gilmartin, W G , 1990 - Hawaiian monk seal pupping locations in the northwestern Hawaiian Islands *Pacif Sci* , 44 no 4 366-383
- Wijngaarden, A van 1962 The Mediterranean monk seal **Orix.** Vol 6. pp 270-273
- Wirtz, II W O 1968 Reproduction, growth and development, and juvenile mortality in the Hawaiian monk seal *Journal of Mammalogy* Vol 49, No 2 pp 229-238
- Yedler, A , Panou, A , and P Schramel 1993 Heavy metals in Hair Samples of the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*) *Mar Pollut Bull* 26 No 3 pp156-159
- Y Y (Hydrographical Service), 1976 Greek Pilot Nautical directions for the Hellenic coasts
- Zanardelli, M , Notarbartolo di Sciara, G , and M Acquarone 1992 Cetacean sighting reports by amateurs a two-sided coin *European Research on Cetaceans* No 6 pp 79-81

APENDICE P

VORTEX --

simulation of genetic and demographic stochasticity

VORTES 002

2 population(s) simulated for 200 years 200 iterations

No inbreeding depression

Minimum age at migration is 1

Maximum age at migration is 6

Both females and males migrate

Migration matrix

1 2

1 0.95000 0.05000

2 0.02500 0.97500

First age of reproduction for females 6 for males 9

Age of senescence (death) 25

Sex ratio at birth (proportion males) 0.50000

Polygynous mating

58.00 percent of adult males in the breeding pool

Reproduction is assumed to be density dependent according to
% breeding = $(66.60 * [1 - (N/K)^{16.00}] + 33.30 * [(N/K)^{16.00}])^{1/4}$
N (1.00+N)

EV in reproduction (% breeding) = 9.00 SD

40.00 (EV = 10.00 SD) percent mortality of females between
ages 0 and 1

10.00 (EV = 5.00 SD) percent mortality of females between ages
1 and 2

10.00 (EV = 3.00 SD) percent mortality of females between ages
2 and 3

8.00 (EV = 3.00 SD) percent mortality of females between ages
3 and 4

6.00 (EV = 3.00 SD) percent mortality of females between ages
4 and 5

4.00 (EV = 2.00 SD) percent mortality of females between ages
5 and 6

2.00 (EV = 1.00 SD) percent annual mortality of adult females
(9 <= age <= 25)

40.00 (EV = 10.00 SD) percent mortality of males between ages
0 and 1

10.00 (EV = 5.00 SD) percent mortality of males between ages
1 and 2

10.00 (EV = 3.00 SD) percent mortality of males between ages
2 and 3

8.00 (EV = 3.00 SD) percent mortality of males between ages 3
and 4

6.00 (EV = 3.00 SD) percent mortality of males between ages 4
and 5

6.00 (EV = 3.00 SD) percent mortality of males between ages 5
and 6

6.00 (EV = 3.00 SD) percent mortality of males between ages 6
and 7

4.00 (EV = 2.00 SD) percent mortality of males between ages 7
and 8

2.00 (EV = 1.00 SD) percent mortality of males between ages 8
and 9

2.00 (EV = 1.00 SD) percent annual mortality of adult males
(9 <= age <= 25)

EVs may have been adjusted to closest values

possible for binomial distribution

EV in reproduction and mortality will be correlated

Frequency of type 1 catastrophes 0.000 percent
with 1.000 multiplicative effect on reproduction
and 1.000 multiplicative effect on survival

Frequency of type 2 catastrophes 0.000 percent
with 1.000 multiplicative effect on reproduction
and 1.000 multiplicative effect on survival

Deterministic population growth rate (based on females with
assumptions of
no limitation of mates no density dependence and no inbreeding
depression)

$r = 0.058$ $\lambda = 1.059$ $R_0 = 2.233$

Stable age distribution

Ratio of adult (>= 9) males to adult (>= 6) females 0.677

Initial size of Population 1

(set to reflect stable age distribution)

133 Males

138 Females

Population 1 carrying capacity = 1355 (EV = 135.50 SD)

Initial size of Population 2

(set to reflect stable age distribution)

14 Males

15 Females

Population 2 carrying capacity = 450 (EV = 45.00 SD)

In 200 simulations of Population1 for 200 years

0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 1167.28 (6.78 SE,
95.86 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity
truncation,

mean growth rate (r) was 0.0153 (0.0002 SE, 0.0495 SD)

Final expected heterozygosity was 0.9870 (0.0001 SE, 0.0012
SD)

Final observed heterozygosity was 0.9882 (0.0002 SE, 0.0034
SD)

Final number of alleles was 143.28 (0.64 SE, 8.99 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years

0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 438.98 (2.78 SE,
39.28 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity
truncation,

mean growth rate (r) was 0.0937 (0.0004 SE, 0.0803 SD)

Final expected heterozygosity was 0.9862 (0.0001 SE, 0.0014
SD)

Final observed heterozygosity was 0.9882 (0.0004 SE, 0.0054
SD)

Final number of alleles was 130.38 (0.61 SE, 8.56 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years

0 went extinct and 200 survived
 This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE)
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)
 Mean final population for successful cases was 1606.26 (7.91 SE, 106.15 SD)
 Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was 0.0376 (0.0002 SE, 0.0422 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9873 (0.0001 SE, 0.0012 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9882 (0.0002 SE, 0.0032 SD)
 Final number of alleles was 147.21 (0.65 SE, 9.26 SD)

VORTES 003

Like VORTES 002, with the following changes

Initial size of Population 1
 (set to reflect stable age distribution)
 105 Males
 109 Females

Initial size of Population 2
 (set to reflect stable age distribution)
 10 Males
 10 Females

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)
 Mean final population for successful cases was 1166.09 (6.60 SE, 93.36 SD)
 Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was 0.0162 (0.0003 SE, 0.0500 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9856 (0.0001 SE, 0.0013 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9871 (0.0003 SE, 0.0030 SD)
 Final number of alleles was 129.60 (0.52 SE, 7.42 SD)

In 200 simulations of Population 2 for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE)
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)
 Mean final population for successful cases was 448.26 (2.48 SE, 35.08 SD)
 Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was 0.0928 (0.0004 SE, 0.0819 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9848 (0.0001 SE, 0.0014 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9864 (0.0004 SE, 0.0061 SD)
 Final number of alleles was 119.50 (0.19 SE, 6.93 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE)
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 1614.35 (7.05 SE, 90.74 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was 0.0380 (0.0002 SE, 0.0423 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9859 (0.0001 SE, 0.0013 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9866 (0.0002 SE, 0.0032 SD)
 Final number of alleles was 132.90 (0.51 SE, 7.28 SD)

VORTES 004

Like VORTES 002, with the following changes

Initial size of Population 1
 (set to reflect stable age distribution)
 52 Males
 55 Females

Initial size of Population 2
 (set to reflect stable age distribution)
 5 Males
 5 Females

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 1177.49 (6.99 SE, 98.89 SD)
 Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was 0.0188 (0.0003 SE, 0.0515 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9794 (0.0002 SE, 0.0028 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9809 (0.0003 SE, 0.0046 SD)
 Final number of alleles was 91.56 (0.52 SE, 7.30 SD)

In 200 simulations of Population 2 for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 443.89 (2.73 SE, 38.65 SD)
 Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was 0.0902 (0.0004 SE, 0.0829 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9786 (0.0002 SE, 0.0027 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9816 (0.0004 SE, 0.0063 SD)
 Final number of alleles was 86.28 (0.51 SE, 7.23 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE)

or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 1621.36 (7.47 SE, 105.68 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was 0.0396 (0.0002 SE, 0.0426 SD)

Final expected heterozygosity was 0.9797 (0.0002 SE, 0.0027 SD)

Final observed heterozygosity was 0.9811 (0.0003 SE, 0.0041 SD)

Final number of alleles was 93.21 (0.53 SE, 7.56 SD)

VORTES 005

Like VORTES 003, with the following changes

6.00 (EV = 3.00 SD) percent mortality of males between ages 7 and 8

6.00 (EV = 3.00 SD) percent mortality of males between ages 8 and 9

6.00 (EV = 2.00 SD) percent annual mortality of adult males ($9 \leq \text{age} \leq 25$)

Initial size of Population 1

(set to reflect stable age distribution)

107 Males

107 Females

Initial size of Population 2

(set to reflect stable age distribution)

10 Males

10 Females

Deterministic population growth rate (based on females, with assumptions of

no limitation of mates, no density dependence and no inbreeding depression)

$r = 0.034$ $\lambda = 1.035$ $R_0 = 1.557$

Ratio of adult (≥ 9) males to adult (≥ 6) females 0.707

In 200 simulations of Population 1 for 200 years

0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE), or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 711.81 (13.96 SE, 197.38 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was 0.0059 (0.0003 SE, 0.0569 SD)

Final expected heterozygosity was 0.9774 (0.0002 SE, 0.0032 SD)

Final observed heterozygosity was 0.9796 (0.0004 SE, 0.0062 SD)

Final number of alleles was 84.33 (0.57 SE, 8.10 SD)

In 200 simulations of Population 2 for 200 years

0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE) or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 426.37 (2.48 SE, 35.01 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was 0.0509 (0.0004 SE, 0.0777 SD)

Final expected heterozygosity was 0.9773 (0.0002 SE, 0.0031 SD)

Final observed heterozygosity was 0.9804 (0.0005 SE, 0.0072 SD)

Final number of alleles was 82.59 (0.52 SE, 7.38 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years

0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE) or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 1138.17 (14.59 SE, 206.34 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was 0.0229 (0.0002 SE, 0.0446 SD)

Final expected heterozygosity was 0.9783 (0.0002 SE, 0.0030 SD)

Final observed heterozygosity was 0.9799 (0.0004 SE, 0.0050 SD)

Final number of alleles was 88.61 (0.56 SE, 7.92 SD)

VORTES 006

Like VORTES 005, with the following changes

Initial size of Population 1

(set to reflect stable age distribution)

53 Males

54 Females

Initial size of Population 2

(set to reflect stable age distribution)

5 Males

5 Females

Deterministic population growth rate (based on females, with assumptions of

no limitation of mates, no density dependence, and no inbreeding depression)

$r = 0.034$ $\lambda = 1.035$ $R_0 = 1.557$

In 200 simulations of Population 1 for 200 years

0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE), or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 696.68 (12.77 SE, 180.62 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was 0.0003 (0.0003 SE, 0.0594 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9670 (0.0005 SE, 0.0067 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9690 (0.0006 SE, 0.0091 SD)
 Final number of alleles was 58.74 (0.56 SE, 7.05 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 427.58 (2.58 SE, 36.53 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was 0.0490 (0.0004 SE, 0.0794 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9670 (0.0005 SE, 0.0064 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9700 (0.0007 SE, 0.0100 SD)
 Final number of alleles was 58.08 (0.47 SE, 6.64 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 1124.27 (13.50 SE, 190.90 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation
 mean growth rate (r) was 0.0244 (0.0002 SE, 0.0451 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9679 (0.0004 SE, 0.0062 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9693 (0.0006 SE, 0.0079 SD)
 Final number of alleles was 60.77 (0.50 SE, 7.08 SD)

VORTES 007

Like VORTES 005, with the following changes

60.00 (EV = 20.00 SD) percent mortality of females between ages 0 and 1
 4.00 (EV = 2.00 SD) percent mortality of females between ages 5 and 6
 2.00 (EV = 1.00 SD) percent annual mortality of adult females (9 <= age <= 25)
 0.00 (EV = 20.00 SD) percent mortality of males between ages 0 and 1
 4.00 (EV = 2.00 SD) percent mortality of males between ages 7 and 8
 2.00 (EV = 1.00 SD) percent mortality of males between ages 8 and 9
 2.00 (EV = 1.00 SD) percent annual mortality of adult males (9 <= age <= 25)

Deterministic population growth rate (based on females, with assumptions of

no limitation of mates, no density dependence and no inbreeding

depression)

r = 0.028 lambda = 1.028 R0 = 1.489
 Ratio of adult (>= 9) males to adult (>= 6) females 0.720

In 200 simulations of Population1 for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 584.37 (11.94 SE, 168.84 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was 0.0048 (0.0003 SE, 0.0677 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9789 (0.0002 SE, 0.0029 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9812 (0.0005 SE, 0.0068 SD)
 Final number of alleles was 89.16 (0.62 SE, 8.82 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 418.68 (2.39 SE, 33.80 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was 0.0447 (0.0004 SE, 0.0811 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9792 (0.0002 SE, 0.0027 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9810 (0.0005 SE, 0.0073 SD)
 Final number of alleles was 88.80 (0.55 SE, 7.72 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 1003.05 (12.68 SE, 179.29 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation

mean growth rate (r) was 0.0209 (0.0003 SE, 0.0511 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9800 (0.0002 SE, 0.0026 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9812 (0.0004 SE, 0.0052 SD)
 Final number of alleles was 95.22 (0.62 SE, 8.77 SD)

VORTES 008

Like VORTES 005, with the following changes

Migration matrix

1 1 00000 0 00000
2 0 00000 1 00000

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0 0000 (0 0000 SE),
or a probability of success of 1 0000 (0 0000 SE)

Mean final population for successful cases was 1206 78 (6 81 SE,
96 36 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity
truncation,
mean growth rate (r) was 0 0236 (0 0003 SE, 0 0593 SD)
Final expected heterozygosity was 0 9819 (0 0002 SE, 0 0025
SD)
Final observed heterozygosity was 0 9830 (0 0003 SE, 0 0041
SD)
Final number of alleles was 103 48 (0 74 SE, 10 49 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
8 went extinct and 192 survived

This gives a probability of extinction of 0 0400 (0 0139 SE),
or a probability of success of 0 9600 (0 0139 SE)

8 simulations went extinct at least once
Of those going extinct
mean time to first extinction was 47 75 years (2 72 SE, 7 70
SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 401 05 (2 88 SE,
39 88 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity
truncation,
mean growth rate (r) was 0 0247 (0 0004 SE, 0 0707 SD)
Final expected heterozygosity was 0 8484 (0 0052 SE, 0 0718
SD)
Final observed heterozygosity was 0 8542 (0 0052 SE, 0 0725
SD)
Final number of alleles was 12 90 (0 27 SE, 3 74 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0 0000 (0 0000 SE),
or a probability of success of 1 0000 (0 0000 SE)

Mean final population for successful cases was 1591 78 (9 26 SE,
130 99 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity
truncation,
mean growth rate (r) was 0 0240 (0 0003 SE, 0 0507 SD)
Final expected heterozygosity was 0 9805 (0 0003 SE, 0 0038
SD)
Final observed heterozygosity was 0 9526 (0 0011 SE, 0 0160
SD)

Final number of alleles was 115 57 (0 75 SE, 10 64 SD)

VORTES 009

Like VORTES 006, with the following changes

60 00 (EV = 20 00 SD) percent mortality of females between
ages 0 and 1
60 00 (EV = 20 00 SD) percent mortality of males between ages
0 and 1

Deterministic population growth rate (based on females, with
assumptions of
no limitation of mates, no density dependence and no inbreeding
depression)

$r = 0 003$ $\lambda = 1 003$ $R_0 = 1 038$

In 200 simulations of Population1 for 200 years
7 went extinct and 193 survived

This gives a probability of extinction of 0 0350 (0 0130 SE),
or a probability of success of 0 9650 (0 0130 SE)

14 simulations went extinct at least once
Of those going extinct,
mean time to first extinction was 138 57 years (9 37 SE, 35 05
SD)

16 recolonizations occurred
Mean time to recolonization was 3 44 years (0 88 SE, 3 50 SD)

9 re-extinctions occurred
Mean time to re-extinction was 4 33 years (1 39 SE, 4 18 SD)

Mean final population for successful cases was 95 36 (5 14 SE,
71 35 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity
truncation,
mean growth rate (r) was -0 0030 (0 0005 SE, 0 0997 SD)
Final expected heterozygosity was 0 8903 (0 0045 SE, 0 0619
SD)
Final observed heterozygosity was 0 9158 (0 0040 SE, 0 0562
SD)
Final number of alleles was 19 73 (0 66 SE, 9 17 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
6 went extinct and 194 survived

This gives a probability of extinction of 0 0300 (0 0121 SE),
or a probability of success of 0 9700 (0 0121 SE)

7 simulations went extinct at least once
Of those going extinct
mean time to first extinction was 157 29 years (14 06 SE, 37 23
SD)

2 recolonizations occurred
Mean time to recolonization was 6 00 years (4 00 SE, 5 66 SD)

1 re-extinctions occurred
Mean time to re-extinction was 10 00 years (0 00 SE, 0 00 SD)

Mean final population for successful cases was 177 55 (8 81 SE,

22.72 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,
mean growth rate (r) was 0.0126 (0.0005 SE, 0.0970 SD)
Final expected heterozygosity was 0.8954 (0.0046 SE, 0.0634 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9095 (0.0043 SE, 0.0605 SD)
Final number of alleles was 21.21 (0.68 SE, 9.51 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
6 went extinct and 194 survived

This gives a probability of extinction of 0.0300 (0.0121 SE),
or a probability of success of 0.9700 (0.0121 SE)

6 simulations went extinct at least once
Of those going extinct,
mean time to first extinction was 155.33 years (13.31 SE, 32.61 SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 272.42 (13.61 SE, 189.55 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,
mean growth rate (r) was 0.0022 (0.0003 SE, 0.0654 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9012 (0.0039 SE, 0.0547 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9105 (0.0038 SE, 0.0522 SD)
Final number of alleles was 22.03 (0.70 SE, 9.76 SD)

VORTES 010

Like VORTES 009, with the following changes

Migration matrix
1 2
1 1.00000 0.00000
2 0.00000 1.00000

Initial size of Population 1
(set to reflect stable age distribution)
107 Males
107 Females

Initial size of Population 2
(set to reflect stable age distribution)
10 Males
10 Females

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 486.93 (24.45 SE, 345.78 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
mean growth rate (r) was 0.0028 (0.0004 SE, 0.0774 SD)

Final expected heterozygosity was 0.9413 (0.0030 SE, 0.0428 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9489 (0.0035 SE, 0.0490 SD)
Final number of alleles was 41.59 (1.48 SE, 20.91 SD)

In 200 simulations of Population 2 for 200 years
113 went extinct and 87 survived

This gives a probability of extinction of 0.5650 (0.0351 SE),
or a probability of success of 0.4350 (0.0351 SE)

113 simulations went extinct at least once
Median time to first extinction was 155 years
Of those going extinct,
mean time to first extinction was 89.49 years (4.34 SE, 46.12 SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 87.92 (9.48 SE, 88.38 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,
mean growth rate (r) was -0.0060 (0.0007 SE, 0.1196 SD)
Final expected heterozygosity was 0.6353 (0.0185 SE, 0.1728 SD)
Final observed heterozygosity was 0.6691 (0.0218 SE, 0.2035 SD)
Final number of alleles was 5.18 (0.29 SE, 2.69 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 525.17 (25.05 SE, 354.20 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
mean growth rate (r) was 0.0029 (0.0004 SE, 0.0722 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9423 (0.0030 SE, 0.0427 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9315 (0.0041 SE, 0.0582 SD)
Final number of alleles was 43.85 (1.49 SE, 21.12 SD)

VORTES 011

Like VORTES 010, with the following changes

Migration matrix
1 2
1 0.95000 0.05000
2 0.02500 0.97500

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
1 went extinct and 199 survived

This gives a probability of extinction of 0.0050 (0.0050 SE),
or a probability of success of 0.9950 (0.0050 SE)

simulations went extinct at least once
 Of those going extinct
 mean time to first extinction was 116.00 years (0.00 SE, 0.00 SD)

1 recolonizations occurred
 Mean time to recolonization was 2.00 years (0.00 SE, 0.00 SD)

1 re-extinctions occurred
 Mean time to re-extinction was 17.00 years (0.00 SE, 0.00 SD)

Mean final population for successful cases was 137.03 (4.68 SE, 60.01 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation
 mean growth rate (r) was -0.0031 (0.0004 SE, 0.0845 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9442 (0.0017 SE, 0.0244 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9548 (0.0022 SE, 0.0311 SD)
 Final number of alleles was 35.72 (0.84 SE, 11.90 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
 1 went extinct and 199 survived

This gives a probability of extinction of 0.0050 (0.0050 SE)
 or a probability of success of 0.9950 (0.0050 SE)

1 simulations went extinct at least once
 Of those going extinct
 mean time to first extinction was 152.00 years (0.00 SE, 0.00 SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 259.50 (7.62 SE, 107.47 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was 0.0135 (0.0004 SE, 0.0878 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9482 (0.0016 SE, 0.0231 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9539 (0.0018 SE, 0.0256 SD)
 Final number of alleles was 39.56 (0.92 SE, 12.94 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
 1 went extinct and 199 survived

This gives a probability of extinction of 0.0050 (0.0050 SE)
 or a probability of success of 0.9950 (0.0050 SE)

1 simulations went extinct at least once
 Of those going extinct
 mean time to first extinction was 152.00 years (0.00 SE, 0.00 SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 596.53 (11.80 SE, 166.48 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity

truncation
 mean growth rate (r) was 0.0028 (0.0003 SE, 0.0591 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9502 (0.0015 SE, 0.0215 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9541 (0.0018 SE, 0.0253 SD)
 Final number of alleles was 41.07 (0.95 SE, 13.38 SD)

VORTES 012

Like VORTES 009 with the following changes

Migration matrix

	1	2
1	0.90000	0.10000
2	0.05000	0.95000

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
 12 went extinct and 188 survived

This gives a probability of extinction of 0.0600 (0.0168 SE),
 or a probability of success of 0.9400 (0.0168 SE)

16 simulations went extinct at least once
 Of those going extinct,
 mean time to first extinction was 131.94 years (10.82 SE, 43.28 SD)

29 recolonizations occurred
 Mean time to recolonization was 4.83 years (0.75 SE, 4.02 SD)

25 re-extinctions occurred
 Mean time to re-extinction was 7.76 years (1.72 SE, 8.60 SD)

Mean final population for successful cases was 97.64 (4.69 SE, 64.31 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was -0.0032 (0.0005 SE, 0.1063 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.8870 (0.0068 SE, 0.0938 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9027 (0.0080 SE, 0.1100 SD)
 Final number of alleles was 19.99 (0.66 SE, 9.04 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
 14 went extinct and 186 survived

This gives a probability of extinction of 0.0700 (0.0180 SE),
 or a probability of success of 0.9300 (0.0180 SE)

14 simulations went extinct at least once
 Of those going extinct,
 mean time to first extinction was 150.50 years (11.50 SE, 43.03 SD)

6 recolonizations occurred
 Mean time to recolonization was 3.17 years (1.33 SE, 3.25 SD)

6 re-extinctions occurred
 Mean time to re-extinction was 12.00 years (2.68 SE, 6.57 SD)

Mean final population for successful cases was 192.56 (8.54 SE, 116.47 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation

mean growth rate (r) was 0.0126 (0.0005 SE, 0.1048 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9009 (0.0041 SE, 0.0559 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9164 (0.0037 SE, 0.0504 SD)
Final number of alleles was 21.84 (0.68 SE, 9.22 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
12 went extinct and 188 survived

This gives a probability of extinction of 0.0600 (0.0168 SE)
or a probability of success of 0.9400 (0.0168 SE)

12 simulations went extinct at least once
Of those going extinct,
mean time to first extinction was 153.00 years (12.05 SE, 41.74 SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 288.16 (13.03 SE, 178.60 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was 0.0020 (0.0003 SE, 0.0661 SD)
Final expected heterozygosity was 0.8977 (0.0053 SE, 0.0729 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9105 (0.0053 SE, 0.0727 SD)
Final number of alleles was 22.13 (0.69 SE, 9.48 SD)

VORTES 013

Like VORTES 010, with the following changes

Migration matrix

	1	2
1	0.90000	0.10000
2	0.05000	0.95000

In 200 simulations of Population1 for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 150.31 (4.62 SE, 65.29 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was -0.0025 (0.0004 SE, 0.0869 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9458 (0.0020 SE, 0.0280 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9567 (0.0023 SE, 0.0325 SD)
Final number of alleles was 37.66 (0.87 SE, 12.55 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE)
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 275.45 (7.60 SE, 107.46 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was 0.0140 (0.0005 SE, 0.0937 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9484 (0.0018 SE, 0.0258 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9528 (0.0017 SE, 0.0244 SD)
Final number of alleles was 40.63 (0.92 SE, 13.02 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 425.76 (11.86 SE, 167.72 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was 0.0034 (0.0003 SE, 0.0589 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9498 (0.0018 SE, 0.0248 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9541 (0.0017 SE, 0.0242 SD)
Final number of alleles was 41.94 (0.95 SE, 13.49 SD)

VORTES 014

Like VORTES 009, with the following changes

Initial size of Population 1
(set to reflect stable age distribution)
135 Males
136 Females

Initial size of Population 2
(set to reflect stable age distribution)
14 Males
15 Females

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE)
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 168.13 (5.34 SE, 75.46 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was -0.0030 (0.0004 SE, 0.0808 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9515 (0.0020 SE, 0.0287 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9614 (0.0022 SE, 0.0309 SD)
Final number of alleles was 45.75 (0.96 SE, 13.58 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE)
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 291.44 (7.19 SE, 101.66 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation
mean growth rate (r) was 0.0134 (0.0004 SE, 0.0846 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9566 (0.0016 SE, 0.0228 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9627 (0.0016 SE, 0.0231 SD)
Final number of alleles was 48.66 (1.03 SE, 14.61 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 459.57 (11.69 SE, 165.34 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation
mean growth rate (r) was 0.0032 (0.0003 SE, 0.0577 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9577 (0.0016 SE, 0.0220 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9622 (0.0016 SE, 0.0228 SD)
Final number of alleles was 50.86 (1.06 SE, 15.05 SD)

VORTES 015

Like VORTES 014, with the following changes

Migration matrix
1 2
1 0.90000 0.10000
2 0.05000 0.95000

In 200 simulations of Population1 for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 157.42 (4.39 SE, 62.04 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
mean growth rate (r) was -0.0032 (0.0004 SE, 0.0829 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9573 (0.0015 SE, 0.0215 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9640 (0.0025 SE, 0.0356 SD)
Final number of alleles was 45.88 (0.88 SE, 12.50 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),

or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 296.44 (7.10 SE, 100.37 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation
mean growth rate (r) was 0.0138 (0.0005 SE, 0.0903 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9597 (0.0016 SE, 0.0224 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9642 (0.0013 SE, 0.0191 SD)
Final number of alleles was 50.13 (0.93 SE, 13.15 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 453.86 (11.02 SE, 155.79 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation
mean growth rate (r) was 0.0034 (0.0003 SE, 0.0578 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9609 (0.0015 SE, 0.0206 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9641 (0.0015 SE, 0.0214 SD)
Final number of alleles was 51.95 (0.96 SE, 13.52 SD)

VORTES 020

Like VORTES 011, with the following changes

Frequency of type 1 catastrophes 3.000 percent
with 0.900 multiplicative effect on reproduction
and 0.700 multiplicative effect on survival

Frequency of type 2 catastrophes 5.000 percent
with 0.950 multiplicative effect on reproduction
and 0.950 multiplicative effect on survival

Deterministic population growth rate (based on females, with assumptions of
no limitation of mates, no density dependence and no inbreeding depression)

$r = -0.009$ $\lambda = 0.991$ $R_0 = 0.885$

In 200 simulations of Population1 for 200 years
74 went extinct and 126 survived

This gives a probability of extinction of 0.3700 (0.0341 SE)
or a probability of success of 0.6300 (0.0341 SE)

78 simulations went extinct at least once

Of those going extinct,
mean time to first extinction was 153.00 years (3.45 SE, 30.46 SD)

20 recolonizations occurred

Mean time to recolonization was 4.15 years (0.00 SE, 2.68 SD)

16 re-extinctions occurred

Mean time to re-extinction was 8.25 years (1.84 SE, 7.36 SD)

Mean final population for successful cases was 44.63 (4.35 SE, 48.85 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was -0.0165 (0.0006 SE, 0.1133 SD)

Final expected heterozygosity was 0.8028 (0.0125 SE, 0.1402 SD)

Final observed heterozygosity was 0.8547 (0.0147 SE, 0.1647 SD)

Final number of alleles was 12.19 (0.73 SE, 8.24 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years

93 went extinct and 107 survived

This gives a probability of extinction of 0.4650 (0.0353 SE)

or a probability of success of 0.5350 (0.0353 SE)

107 simulations went extinct at least once

Median time to first extinction was 194 years

Of those going extinct,

mean time to first extinction was 143.37 years (3.45 SE, 35.68 SD)

102 recolonizations occurred

Mean time to recolonization was 6.27 years (0.61 SE, 6.15 SD)

88 re-extinctions occurred

Mean time to re-extinction was 10.25 years (1.28 SE, 12.03 SD)

Mean final population for successful cases was 24.00 (2.25 SE, 23.26 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was -0.0077 (0.0008 SE, 0.1436 SD)

Final expected heterozygosity was 0.8107 (0.0103 SE, 0.1068 SD)

Final observed heterozygosity was 0.8640 (0.0128 SE, 0.1324 SD)

Final number of alleles was 10.92 (0.66 SE, 6.78 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years

73 went extinct and 127 survived

This gives a probability of extinction of 0.3650 (0.0340 SE),

or a probability of success of 0.6350 (0.0340 SE)

73 simulations went extinct at least once

Of those going extinct

mean time to first extinction was 158.08 years (3.55 SE, 30.34 SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 64.72 (6.19 SE, 69.73 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was -0.0155 (0.0005 SE, 0.0883 SD)

Final expected heterozygosity was 0.8921 (0.0116 SE, 0.1310 SD)

Final observed heterozygosity was 0.8553 (0.0126 SE, 0.1424 SD)

Final number of alleles was 13.15 (0.74 SE, 8.30 SD)

VORTES 021

Like VORTES 020 with the following changes

Frequency of type 1 catastrophes 3.000 percent
with 0.800 multiplicative effect on reproduction
and 0.400 multiplicative effect on survival

Frequency of type 2 catastrophes 5.000 percent
with 0.900 multiplicative effect on reproduction
and 0.900 multiplicative effect on survival

Deterministic population growth rate (based on females, with assumptions of

no limitation of mates, no density dependence and no inbreeding depression)

$r = -0.021$ $\lambda = 0.979$ $R_0 = 0.757$

In 200 simulations of Population 1 for 200 years

182 went extinct and 18 survived

This gives a probability of extinction of 0.9100 (0.0202 SE),
or a probability of success of 0.0900 (0.0202 SE)

182 simulations went extinct at least once

Median time to first extinction was 109 years

Of those going extinct,

mean time to first extinction was 104.02 years (2.74 SE, 36.95 SD)

42 recolonizations occurred

Mean time to recolonization was 6.00 years (0.95 SE, 6.14 SD)

42 re-extinctions occurred

Mean time to re-extinction was 13.71 years (2.22 SE, 14.36 SD)

Mean final population for successful cases was 24.67 (10.15 SE, 43.06 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was -0.0394 (0.0013 SE, 0.2021 SD)

Final expected heterozygosity was 0.7185 (0.0356 SE, 0.1512 SD)

Final observed heterozygosity was 0.8223 (0.0327 SE, 0.1386 SD)

Final number of alleles was 7.28 (1.00 SE, 4.25 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years

187 went extinct and 13 survived

This gives a probability of extinction of 0.9350 (0.0174 SE),
or a probability of success of 0.0650 (0.0174 SE)

192 simulations went extinct at least once

Median time to first extinction was 89 years

Of those going extinct,

mean time to first extinction was 89.96 years (2.76 SE, 38.25 SD)

100 recolonizations occurred
Mean time to recolonization was 6.33 years (1.50 SE, 0.94 SD)

185 re-extinctions occurred
Mean time to re-extinction was 9.48 years (1.08 SE, 1.72 SD)

Mean final population for successful cases was 15.38 (4.15 SE, 14.95 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,
mean growth rate (r) was -0.0261 (0.0015 SE, 0.2220 SD)
Final expected heterozygosity was 0.8031 (0.0220 SE, 0.0795 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9291 (0.0235 SE, 0.0846 SD)
Final number of alleles was 8.00 (1.03 SE, 3.70 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
181 went extinct and 19 survived

This gives a probability of extinction of 0.9050 (0.0207 SE)
or a probability of success of 0.0950 (0.0207 SE)

181 simulations went extinct at least once
Median time to first extinction was 115 years
Of those going extinct,
mean time to first extinction was 111.34 years (2.70 SE, 36.35 SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 34.63 (12.31 SE, 53.67 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,
mean growth rate (r) was -0.0384 (0.0010 SE, 0.1527 SD)
Final expected heterozygosity was 0.7693 (0.0280 SE, 0.1222 SD)
Final observed heterozygosity was 0.8577 (0.0241 SE, 0.1051 SD)
Final number of alleles was 8.16 (1.04 SE, 4.52 SD)

VORTES 022

Like VORTES 020, with the following changes

30.00 (EV = 10.00 SD) percent mortality of females between ages 0 and 1
30.00 (EV = 10.00 SD) percent mortality of males between ages 0 and 1

Deterministic population growth rate (based on females with assumptions of
no limitation of mates, no density dependence, and no inbreeding depression)

$$r = 0.035 \quad \lambda = 1.035 \quad R_0 = 1.549$$

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE)
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 1175.77 (10.45 SE, 147.76 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,
mean growth rate (r) was 0.0192 (0.0004 SE, 0.0867 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9820 (0.0003 SE, 0.0039 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9831 (0.0004 SE, 0.0058 SD)
Final number of alleles was 106.88 (1.15 SE, 16.29 SD)

In 200 simulations of Population 2 for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE)
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 410.08 (2.97 SE, 42.00 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,
mean growth rate (r) was 0.0373 (0.0005 SE, 0.0947 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9805 (0.0003 SE, 0.0038 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9831 (0.0005 SE, 0.0072 SD)
Final number of alleles was 95.87 (0.97 SE, 13.65 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 1585.86 (11.39 SE, 161.12 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
mean growth rate (r) was 0.0236 (0.0003 SE, 0.0675 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9823 (0.0003 SE, 0.0038 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9831 (0.0004 SE, 0.0052 SD)
Final number of alleles was 109.05 (1.19 SE, 16.76 SD)

VORTES 023

Like VORTES 020, with the following changes

3.00 (EV = 1.00 SD) percent annual mortality of adult females ($6 \leq \text{age} < 25$)
3.00 (EV = 1.00 SD) percent annual mortality of adult males ($9 \leq \text{age} < 25$)

Deterministic population growth rate (based on females with assumptions of
no limitation of mates, no density dependence, and no inbreeding depression)

$$r = 0.008 \quad \lambda = 1.008 \quad R_0 = 1.124$$

In 200 simulations of Population 1 for 200 years

0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 679.60 (23.28 SE,
329.17 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity
truncation,
mean growth rate (r) was 0.0055 (0.0004 SE, 0.0829 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9648 (0.0019 SE, 0.0264 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9675 (0.0020 SE, 0.0281 SD)
Final number of alleles was 63.15 (1.59 SE, 22.50 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 291.49 (8.04 SE,
113.66 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity
truncation,
mean growth rate (r) was 0.0149 (0.0005 SE, 0.0916 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9627 (0.0019 SE, 0.0265 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9666 (0.0020 SE, 0.0284 SD)
Final number of alleles was 58.07 (1.45 SE, 20.54 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 971.17 (30.12 SE,
425.96 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity
truncation,
mean growth rate (r) was 0.0074 (0.0003 SE, 0.0617 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9656 (0.0018 SE, 0.0267 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9671 (0.0019 SE, 0.0270 SD)
Final number of alleles was 64.54 (1.62 SE, 22.85 SD)

VORTES 024

Like VORTES 020, with the following changes

55.00 (EV = 9.95 SD) percent mortality of females between ages
0 and 1
55.00 (EV = 9.95 SD) percent mortality of males between ages
0 and 1

Deterministic population growth rate (based on females with
assumptions of
no limitation of mates, no density dependence and no inbreeding

(expression)

$r = -0.000$ $\lambda = 1.000$ $R_0 = 0.996$

In 200 simulations of Population1 for 200 years
8 went extinct and 192 survived

This gives a probability of extinction of 0.0400 (0.0139 SE),
or a probability of success of 0.9600 (0.0139 SE)

9 simulations went extinct at least once
Of those going extinct

mean time to first extinction was 151.33 years (9.50 SE, 28.51 SD)

2 recolonizations occurred

Mean time to recolonization was 7.00 years (6.00 SE, 8.49 SD)

1 re-extinctions occurred

Mean time to re-extinction was 10.00 years (0.00 SE, 0.00 SD)

Mean final population for successful cases was 177.72 (12.62 SE,
174.81 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity
truncation

mean growth rate (r) was -0.0041 (0.0005 SE, 0.0939 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9049 (0.0056 SE, 0.0781 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9194 (0.0064 SE, 0.0584 SD)
Final number of alleles was 28.42 (1.25 SE, 17.29 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
12 went extinct and 188 survived

This gives a probability of extinction of 0.0600 (0.0168 SE),
or a probability of success of 0.9400 (0.0168 SE)

16 simulations went extinct at least once
Of those going extinct

mean time to first extinction was 143.44 years (9.81 SE, 39.23 SD)

20 recolonizations occurred

Mean time to recolonization was 4.75 years (1.10 SE, 4.90 SD)

16 re-extinctions occurred

Mean time to re-extinction was 13.12 years (2.87 SE, 11.47 SD)

Mean final population for successful cases was 93.45 (6.25 SE,
86.06 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity
truncation,

mean growth rate (r) was 0.0042 (0.0006 SE, 0.1119 SD)
Final expected heterozygosity was 0.8986 (0.0054 SE, 0.0745 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9291 (0.0054 SE, 0.0740 SD)
Final number of alleles was 25.62 (1.17 SE, 16.03 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
7 went extinct and 193 survived

This gives a probability of extinction of 0.0350 (0.0130 SE)

or a probability of success of 0.0650 (0.015 SE)
 7 simulations went extinct at least once
 Of those going extinct,
 mean time to first extinction was 144.71 years (6.20 SE, 16.41 SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 267.85 (18.48 SE, 256.74 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was -0.0025 (0.0004 SE, 0.0706 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9083 (0.0053 SE, 0.0742 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9198 (0.0059 SE, 0.0825 SD)
 Final number of alleles was 29.69 (1.29 SE, 17.86 SD)

VORTES 025

Like VORTES 020, with the following changes

50.00 (EV = 10.00 SD) percent mortality of females between ages 0 and 1
 50.00 (EV = 10.00 SD) percent mortality of males between ages 0 and 1

Deterministic population growth rate (based on females with assumptions of
 no limitation of mates, no density dependence and no inbreeding depression)

$$r = 0.008 \quad \lambda = 1.008 \quad R_0 = 1.106$$

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 574.86 (22.76 SE, 321.88 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was 0.0041 (0.0004 SE, 0.0873 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9541 (0.0023 SE, 0.0330 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9572 (0.0025 SE, 0.0355 SD)
 Final number of alleles was 52.48 (1.52 SE, 21.56 SD)

In 200 simulations of Population 2 for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

1 simulations went extinct at least once
 Of those going extinct
 mean time to first extinction was 132.00 years (0.00 SE, 0.00 SD)

1 recolonizations occurred
 Mean time to recolonization was 1.00 years (0.00 SE, 0.00 SD)

No Re-extinctions

Mean final population for successful cases was 265.71 (8.51 SE, 120.38 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was 0.0136 (0.0005 SE, 0.0982 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9512 (0.0026 SE, 0.0366 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9584 (0.0022 SE, 0.0305 SD)
 Final number of alleles was 48.77 (1.42 SE, 20.05 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
 0 went extinct and 200 survived

This gives a probability of extinction of 0.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 1.0000 (0.0000 SE)

Mean final population for successful cases was 840.57 (30.41 SE, 430.00 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was 0.0061 (0.0003 SE, 0.0653 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9556 (0.0022 SE, 0.0313 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9576 (0.0022 SE, 0.0307 SD)
 Final number of alleles was 53.84 (1.56 SE, 21.99 SD)

VORTES 026

Like VORTES 020, with the following changes

Frequency of type 2 catastrophes 5.000 percent
 with 1.000 multiplicative effect on reproduction
 and 1.000 multiplicative effect on survival

Deterministic population growth rate (based on females, with assumptions of
 no limitation of mates, no density dependence and no inbreeding depression)

$$r = -0.007 \quad \lambda = 0.994 \quad R_0 = 0.917$$

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
 43 went extinct and 157 survived

This gives a probability of extinction of 0.2150 (0.0290 SE),
 or a probability of success of 0.7850 (0.0290 SE)

44 simulations went extinct at least once
 Of those going extinct,
 mean time to first extinction was 159.05 years (5.44 SE, 36.07 SD)

6 recolonizations occurred
 Mean time to recolonization was 4.83 years (1.54 SE, 3.76 SD)

9 re-extinctions occurred

Mean time to re-extinction was 12.60 years (4.8 SE, 9.34 SD)

Mean final population for successful cases was 68.25 (5.02 SE, 62.87 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was -0.0119 (0.0005 SE, 0.1042 SD)

Final expected heterozygosity was 0.8522 (0.0088 SE, 0.1100 SD)

Final observed heterozygosity was 0.8921 (0.0096 SE, 0.1204 SD)

Final number of alleles was 16.08 (0.79 SE, 9.86 SD)

In 200 simulations of Population 2 for 200 years

56 went extinct and 144 survived

This gives a probability of extinction of 0.2800 (0.0317 SE)

or a probability of success of 0.7200 (0.0317 SE)

72 simulations went extinct at least once

Of those going extinct,

mean time to first extinction was 144.32 years (4.35 SE, 36.93 SD)

106 recolonizations occurred

Mean time to recolonization was 5.62 years (0.51 SE, 5.23 SD)

90 re-extinctions occurred

Mean time to re-extinction was 9.93 years (1.56 SE, 12.93 SD)

Mean final population for successful cases was 35.12 (2.71 SE, 32.49 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was -0.0039 (0.0007 SE, 0.1319 SD)

Final expected heterozygosity was 0.8281 (0.0110 SE, 0.1325 SD)

Final observed heterozygosity was 0.8755 (0.0107 SE, 0.1284 SD)

Final number of alleles was 14.16 (0.74 SE, 8.94 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years

40 went extinct and 160 survived

This gives a probability of extinction of 0.2000 (0.0283 SE)

or a probability of success of 0.8000 (0.0283 SE)

40 simulations went extinct at least once

Of those going extinct

mean time to first extinction was 163.28 years (5.63 SE, 35.63 SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 98.71 (7.22 SE, 91.35 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation

mean growth rate (r) was -0.0106 (0.0004 SE, 0.0810 SD)

Final expected heterozygosity was 0.8524 (0.0092 SE, 0.1162 SD)

Final observed heterozygosity was 0.8843 (0.0094 SE, 0.1193

SD)

Final number of alleles was 17.74 (0.83 SE, 10.53 SD)

VORTES 027

Like VORTES 020, with the following changes

Frequency of type 1 catastrophes 3.000 percent
with 1.000 multiplicative effect on reproduction
and 1.000 multiplicative effect on survival

Deterministic population growth rate (based on females with assumptions of
no limitation of mates, no density dependence and no inbreeding depression)

$r = 0.000$ $\lambda = 1.000$ $R_0 = 1.001$

In 200 simulations of Population 1 for 200 years

1 went extinct and 199 survived

This gives a probability of extinction of 0.0050 (0.0050 SE),

or a probability of success of 0.9950 (0.0050 SE)

1 simulations went extinct at least once

Of those going extinct,

mean time to first extinction was 184.00 years (0.00 SE, 0.00 SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 196.09 (11.13 SE, 157.01 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was -0.0021 (0.0003 SE, 0.0655 SD)

Final expected heterozygosity was 0.9272 (0.0029 SE, 0.0409 SD)

Final observed heterozygosity was 0.9365 (0.0031 SE, 0.0437 SD)

Final number of alleles was 31.22 (1.00 SE, 14.14 SD)

In 200 simulations of Population 2 for 200 years

3 went extinct and 197 survived

This gives a probability of extinction of 0.0150 (0.0086 SE)

or a probability of success of 0.9850 (0.0086 SE)

5 simulations went extinct at least once

Of those going extinct,

mean time to first extinction was 160.60 years (10.42 SE, 23.30 SD)

8 recolonizations occurred

Mean time to recolonization was 7.12 years (3.74 SE, 10.59 SD)

6 re-extinctions occurred

Mean time to re-extinction was 4.83 years (1.99 SE, 4.88 SD)

Mean final population for successful cases was 99.66 (5.44 SE, 76.39 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,

mean growth rate (r) was 0.0062 (0.0004 SE, 0.0857 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9200 (0.0031 SE, 0.0442 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9374 (0.0032 SE, 0.0449 SD)
 Final number of alleles was 27.65 (0.94 SE, 13.19 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
 1 went extinct and 199 survived

This gives a probability of extinction of 0.0050 (0.0050 SE)
 or a probability of success of 0.9950 (0.0050 SE)

1 simulations went extinct at least once
 Of those going extinct,
 mean time to first extinction was 184.00 years (0.00 SE, 0.00 SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 294.76 (16.33 SE, 230.37 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation
 mean growth rate (r) was -0.0005 (0.0003 SE, 0.0501 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9302 (0.0027 SE, 0.0385 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9367 (0.0028 SE, 0.0392 SD)
 Final number of alleles was 32.53 (1.02 SE, 14.34 SD)

VORTES 030

Like VORTES 011, with the following changes

Animals harvested from population 1, year 1 to year 200 at 1 year intervals

2 females 1 years old
 1 females 3 years old
 1 females 4 years old
 2 female adults (6 <= age <= 25)
 2 males 1 years old
 1 males 2 years old
 1 males 6 years old
 1 males 8 years old
 1 male adults (9 <= age <= 25)

Animals harvested from population 2, year 1 to year 200 at 2 year intervals

1 females 5 years old
 1 males 8 years old

Deterministic population growth rate (based on females, with assumptions of
 no limitation of mates, no density dependence and no inbreeding depression)

r = 0.003 lambda = 1.003 R0 = 1.038
 Generation time for females = 13.45 males = 15.51

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
 200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE)
 or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once
 Median time to first extinction was 23 years
 Of those going extinct,
 mean time to first extinction was 23.45 years (0.27 SE, 3.89 SD)

48 recolonizations occurred
 Mean time to recolonization was 4.94 years (0.79 SE, 5.49 SD)

48 re-extinctions occurred
 Mean time to re-extinction was 1.23 years (0.07 SE, 0.47 SD)

During years of harvest and/or supplementation
 mean growth rate (r) was -0.1816 (0.0032 SE, 0.2166 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
 200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once
 Median time to first extinction was 44 years
 Of those going extinct
 mean time to first extinction was 46.52 years (0.83 SE, 11.71 SD)

No recolonizations

During years of harvest and/or supplementation
 mean growth rate (r) was -0.0682 (0.0026 SE, 0.1776 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was -0.0268 (0.0025 SE, 0.1718 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
 200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once
 Median time to first extinction was 44 years
 Of those going extinct,
 mean time to first extinction was 46.58 years (0.82 SE, 11.66 SD)

No recolonizations

During years of harvest and/or supplementation
 mean growth rate (r) was -0.1004 (0.0016 SE, 0.1525 SD)

VORTES 031

Like VORTES 011, with the following changes

Animals harvested from population 1, year 1 to year 200 at 1 year intervals

2 females 1 years old
 1 females 3 years old

1 females 4 years old
 2 female adults (6 <= age <= 25)
 2 males 1 years old
 1 males 2 years old
 1 males 6 years old
 1 male adults (9 <= age <= 25)

Animals harvested from population 2, year 1 to year 200 at 1 year intervals

1 females 5 years old
 1 males 8 years old

Deterministic population growth rate (based on females, with assumptions of no limitation of mates, no density dependence, and no inbreeding depression)

$r = 0.003$ $\lambda = 1.003$ $R_0 = 1.038$

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
 200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once
 Median time to first extinction was 22 years

Of those going extinct,
 mean time to first extinction was 22.46 years (0.22 SE, 3.16 SD)

32 recolonizations occurred
 Mean time to recolonization was 2.69 years (0.38 SE, 2.18 SD)

32 re-extinctions occurred
 Mean time to re-extinction was 1.06 years (0.04 SE, 0.25 SD)

During years of harvest and/or supplementation
 mean growth rate (r) was -0.1526 (0.0024 SE, 0.1587 SD)

In 200 simulations of Population 2 for 200 years
 200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once
 Median time to first extinction was 32 years

Of those going extinct,
 mean time to first extinction was 32.94 years (0.50 SE, 7.04 SD)

No recolonizations

During years of harvest and/or supplementation
 mean growth rate (r) was -0.0716 (0.0025 SE, 0.2052 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
 200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once

Median time to first extinction was 33 years

Of those going extinct,

mean time to first extinction was 33.20 years (0.47 SE, 6.63 SD)

No recolonizations

During years of harvest and/or supplementation

mean growth rate (r) was -0.1427 (0.0021 SE, 0.1708 SD)

VORTES 032

Like VORTES 011, with the following changes

Animals harvested from population 1, year 1 to year 200 at 1 year intervals

1 females 1 years old
 1 females 3 years old
 1 females 4 years old
 1 female adults (6 <= age <= 25)
 2 males 1 years old
 1 males 6 years old
 1 male adults (9 <= age <= 25)

Animals harvested from population 2, year 1 to year 200 at 1 year intervals

1 females 5 years old
 1 males 8 years old

Deterministic population growth rate (based on females, with assumptions of no limitation of mates, no density dependence, and no inbreeding depression)

$r = 0.003$ $\lambda = 1.003$ $R_0 = 1.038$

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
 200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once
 Median time to first extinction was 31 years

Of those going extinct,
 mean time to first extinction was 31.70 years (0.41 SE, 5.81 SD)

19 recolonizations occurred

Mean time to recolonization was 2.42 years (0.35 SE, 1.54 SD)

19 re-extinctions occurred

Mean time to re-extinction was 1.74 years (0.21 SE, 0.93 SD)

During years of harvest and/or supplementation

mean growth rate (r) was -0.1425 (0.0024 SE, 0.1942 SD)

In 200 simulations of Population 2 for 200 years
 200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE),
 or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once

Median time to first extinction was 38 years

Of those going extinct
mean time to first extinction was 35.86 years (0.65 SE, 0.25 SD)

6 recolonizations occurred
Mean time to recolonization was 2.17 years (0.65 SE, 1.60 SD)

6 re-extinctions occurred
Mean time to re-extinction was 7.50 years (1.98 SE, 4.85 SD)

During years of harvest and/or supplementation
mean growth rate (r) was -0.0595 (0.0022 SE, 0.1937 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE)
or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once
Median time to first extinction was 39 years
Of those going extinct
mean time to first extinction was 39.77 years (0.58 SE, 8.24 SD)

No recolonizations

During years of harvest and/or supplementation
mean growth rate (r) was -0.1205 (0.0019 SE, 0.1668 SD)

VORTES 033

Like VORTES 031 with the following changes

50.00 (EV = 20.41 SD) percent mortality of females between ages 0 and 1
50.00 (EV = 20.41 SD) percent mortality of males between ages 0 and 1

Deterministic population growth rate (based on females, with assumptions of
no limitation of mates, no density dependence, and no inbreeding depression)

$$r = 0.020 \quad \lambda = 1.020 \quad R_0 = 1.297$$

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE)
or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once
Median time to first extinction was 27 years
Of those going extinct,
mean time to first extinction was 27.11 years (0.34 SE, 4.85 SD)

61 recolonizations occurred
Mean time to recolonization was 3.59 years (0.32 SE, 2.47 SD)

61 re-extinctions occurred
Mean time to re-extinction was 1.10 years (0.04 SE, 0.30 SD)

During years of harvest and/or supplementation

mean growth rate (r) was -0.1266 (0.0021 SE, 0.1576 SD)

In 200 simulations of Population 2 for 200 years
200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE)
or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once
Median time to first extinction was 40 years
Of those going extinct,
mean time to first extinction was 41.31 years (0.70 SE, 9.83 SD)

No recolonizations

During years of harvest and/or supplementation
mean growth rate (r) was -0.0534 (0.0020 SE, 0.1862 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once
Median time to first extinction was 40 years
Of those going extinct,
mean time to first extinction was 41.52 years (0.68 SE, 9.65 SD)

No recolonizations

During years of harvest and/or supplementation
mean growth rate (r) was -0.1115 (0.0017 SE, 0.1580 SD)

VORTES 034

Like VORTES 011, with the following changes

Animals harvested from population 1, year 1 to year 200 at 1 year intervals
1 females 4 years old
1 males 1 years old
1 male adults (9 <= age <= 25)

Animals harvested from population 2 year 1 to year 200 at 4 year intervals
1 females 5 years old
1 males 8 years old

Deterministic population growth rate (based on females, with assumptions of
no limitation of mates, no density dependence and no inbreeding depression)

$$r = 0.003 \quad \lambda = 1.003 \quad R_0 = 1.038$$

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
176 went extinct and 24 survived

This gives a probability of extinction of 0.8800 (0.0230 SE),
or a probability of success of 0.1200 (0.0230 SE)

Final expected heterozygosity was 0.9083 (0.0059 SE, 0.0671 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9314 (0.0066 SE, 0.0754 SD)
 Final number of alleles was 28.45 (1.66 SE, 18.97 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
 61 went extinct and 139 survived

This gives a probability of extinction of 0.3050 (0.0326 SE)
 or a probability of success of 0.6950 (0.0326 SE)

62 simulations went extinct at least once
 Of those going extinct,
 mean time to first extinction was 144.48 years (4.04 SE, 31.83 SD)

16 recolonizations occurred
 Mean time to recolonization was 4.69 years (1.16 SE, 4.64 SD)

15 re-extinctions occurred
 Mean time to re-extinction was 7.93 years (2.51 SE, 9.74 SD)

Mean final population for successful cases was 85.71 (7.15 SE, 84.28 SD)

During years of harvest and/or supplementation
 mean growth rate (r) was -0.0234 (0.0017 SE, 0.1184 SD)

Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was 0.0025 (0.0006 SE, 0.1088 SD)

Final expected heterozygosity was 0.8842 (0.0085 SE, 0.1003 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9099 (0.0083 SE, 0.0975 SD)
 Final number of alleles was 24.56 (1.53 SE, 17.99 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
 60 went extinct and 140 survived

This gives a probability of extinction of 0.3000 (0.0324 SE),
 or a probability of success of 0.7000 (0.0324 SE)

60 simulations went extinct at least once
 Of those going extinct
 mean time to first extinction was 149.33 years (3.98 SE, 30.86 SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 254.80 (24.68 SE, 291.98 SD)

During years of harvest and/or supplementation
 mean growth rate (r) was -0.0208 (0.0006 SE, 0.0782 SD)

Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation,
 mean growth rate (r) was 0.0004 (0.0006 SE, 0.0769 SD)

Final expected heterozygosity was 0.8994 (0.0077 SE, 0.0912 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9134 (0.0081 SE, 0.0960 SD)

Final number of alleles was 28.41 (1.64 SE, 19.40 SD)

VORTES 036

Like VORTES 011, with the following changes

Animals harvested from population 1, year 1 to year 200 at 4 year intervals
 1 females 4 years old
 1 males 1 years old
 1 male adults (9 <= age <= 25)

Animals harvested from population 2, year 1 to year 200 at 16 year intervals
 1 females 5 years old
 1 males 8 years old

Deterministic population growth rate (based on females, with assumptions of
 no limitation of mates, no density dependence, and no inbreeding depression)

$r = 0.003$ $\lambda = 1.003$ $R_0 = 1.038$

In 200 simulations of Population 1 for 200 years
 14 went extinct and 186 survived

This gives a probability of extinction of 0.0700 (0.0180 SE)
 or a probability of success of 0.9300 (0.0180 SE)

15 simulations went extinct at least once
 Of those going extinct
 mean time to first extinction was 158.93 years (7.75 SE, 30.02 SD)

9 recolonizations occurred
 Mean time to recolonization was 8.78 years (2.61 SE, 7.82 SD)

8 re-extinctions occurred
 Mean time to re-extinction was 4.75 years (1.78 SE, 5.04 SD)

Mean final population for successful cases was 303.23 (18.10 SE, 246.80 SD)

During years of harvest and/or supplementation
 mean growth rate (r) was -0.0203 (0.0009 SE, 0.0878 SD)
 Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation
 mean growth rate (r) was 0.0038 (0.0005 SE, 0.0839 SD)
 Final expected heterozygosity was 0.9315 (0.0039 SE, 0.0530 SD)
 Final observed heterozygosity was 0.9452 (0.0032 SE, 0.0443 SD)
 Final number of alleles was 36.79 (1.45 SE, 19.79 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
 17 went extinct and 183 survived

This gives a probability of extinction of 0.0850 (0.0197 SE),
 or a probability of success of 0.9150 (0.0197 SE)

17 simulations went extinct at least once
 Of those going extinct
 mean time to first extinction was 160.06 years (9.16 SE, 37.77 SD)

15 recolonizations occurred
Mean time to recolonization was 4.67 years (0.76 SE, 2.94 SD)

15 re-extinctions occurred
Mean time to re-extinction was 7.27 years (2.45 SE, 9.48 SD)

Mean final population for successful cases was 141.76 (7.97 SE, 107.88 SD)

During years of harvest and/or supplementation
mean growth rate (r) was -0.0105 (0.0021 SE, 0.1041 SD)
Without harvest/supplementation prior to carrying capacity truncation
mean growth rate (r) was 0.0076 (0.0005 SE, 0.0968 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9239 (0.0045 SE, 0.0615 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9394 (0.0049 SE, 0.0662 SD)
Final number of alleles was 33.70 (1.35 SE, 18.22 SD)

In 200 simulations of Meta-population for 200 years
12 went extinct and 188 survived

This gives a probability of extinction of 0.0600 (0.0168 SE),
or a probability of success of 0.9400 (0.0168 SE)

12 simulations went extinct at least once
Of those going extinct,
mean time to first extinction was 166.08 years (8.58 SE, 29.73 SD)

No recolonizations

Mean final population for successful cases was 438.04 (25.64 SE, 351.57 SD)

During years of harvest and/or supplementation
mean growth rate (r) was -0.0137 (0.0007 SE, 0.0687 SD)
Without harvest/supplementation, prior to carrying capacity truncation,
mean growth rate (r) was 0.0039 (0.0004 SE, 0.0638 SD)
Final expected heterozygosity was 0.9320 (0.0038 SE, 0.0522 SD)
Final observed heterozygosity was 0.9418 (0.0040 SE, 0.0548 SD)
Final number of alleles was 37.71 (1.47 SE, 20.16 SD)

VORTES 037

Like VORTES 011, with the following changes

Animals harvested from population 1, year 1 to year 200 at 1 year intervals

- 1 females 1 years old
- 1 females 3 years old
- 1 females 4 years old
- 2 female adults (6 <= age <= 25)
- 1 males 1 years old
- 1 males 2 years old
- 1 males 6 years old
- 1 male adults (9 <= age <= 25)

Animals harvested from population 2, year 1 to year 200 at 1 year intervals

- 1 females 5 years old
- 1 males 8 years old

Deterministic population growth rate (based on females, with assumptions of
no limitation of mates, no density dependence, and no inbreeding depression)

$$r = 0.003 \quad \lambda = 1.003 \quad R_0 = 1.038$$

In 200 simulations of Population1 for 200 years
200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once
Median time to first extinction was 24 years
Of those going extinct,
mean time to first extinction was 24.69 years (0.28 SE, 3.95 SD)

37 recolonizations occurred
Mean time to recolonization was 3.38 years (0.51 SE, 3.11 SD)

37 re-extinctions occurred
Mean time to re-extinction was 1.08 years (0.05 SE, 0.28 SD)

During years of harvest and/or supplementation
mean growth rate (r) was -0.1442 (0.0024 SE, 0.1667 SD)

In 200 simulations of Population2 for 200 years
200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once
Median time to first extinction was 35 years
Of those going extinct,
mean time to first extinction was 34.24 years (0.56 SE, 7.90 SD)

4 recolonizations occurred
Mean time to recolonization was 1.25 years (0.25 SE, 0.50 SD)

4 re-extinctions occurred
Mean time to re-extinction was 4.50 years (0.96 SE, 1.91 SD)

During years of harvest and/or supplementation
mean growth rate (r) was -0.0660 (0.0023 SE, 0.1933 SD)

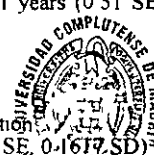
In 200 simulations of Meta-population for 200 years
200 went extinct and 0 survived

This gives a probability of extinction of 1.0000 (0.0000 SE),
or a probability of success of 0.0000 (0.0000 SE)

200 simulations went extinct at least once
Median time to first extinction was 35 years
Of those going extinct,
mean time to first extinction was 34.81 years (0.51 SE, 7.20 SD)

No recolonizations

During years of harvest and/or supplementation
mean growth rate (r) was -0.1334 (0.0019 SE, 0.1617 SD)



BIBLIOTECA

FE DE ERRATAS

La página 212 no quedó impresa en la primera serie de ejemplares entregados. Se incluye ahora tras citarla en esta fe de erratas.

Los valores de la tabla 26 están expresados en ng por g de peso lipídico y no de peso húmedo.

La tabla 27 muestra metabolitos de DDEs y DDTs exclusivamente.

La tabla 30 muestra valores en base a lípidos **no** polares.

Los valores impresos en la tabla 28, situada en la página 263, son erróneos. La Tabla correcta es la siguiente:

Tabla 28. Peso de los órganos analizados (g) y cantidad total de residuo para los BHCs, PCBs, y DDTs (ng) en la foca monje mediterránea

	Peso	BHCs	PCBs	DDTs
RIÑONES	1180	1180	131157	196824
HIGADO	5500	6600	2969450	2909885
BAZO	470	517	164265	236739
CORAZON	970	388	45687	100589
CEREBRO	500	1100	79950	80250
PULMONES	3600	2880	172800	214560

El autor

Daniel Cebrián Menchero